Università di Bari Politecnico di Bari

Presidenza della Giunta Regionale
Regione Puglia Provincia di Bari Città di Bari

ATTI DEL X CONGRESSO NAZIONALE SIEP-IALE

ECOLOGIA E GOVERNANCE DEL PAESAGGIO

ESPERIENZE E PROSPETTIVE

BARI, 22-23 MAGGIO 2008

a cura di:
Paola Mairota - Mariavaleria Mininni
Raffaele Lafortezza - Emilio Padoa Schioppa

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI BARI
2008

ISBN: 978-88-900865-3-3

©*SIEP IALE* - Sede Museo di Storia Naturale della Lunigiana Fortezza della Brunella 54011 Aulla (MS) - Segreteria nazionale via Senato 45 20121 Milano

Citazione raccomandata:
Mairota P., Mininni Mv., Lafortezza R., Padoa-Schioppa 2008 (a cura di) *Ecologia e Governance del Paesaggio. Esperienze e prospettive*. Atti del X Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia del Paesaggio. 22-23 maggio 2008 Bari. Università degli Studi di Bari, Politecnico di Bari, SIEP-IALE

La stampa degli Atti è stata possibile con il contributo dell'Università degli Studi di Bari presso il Centro Stampa dell'Università.

I curatori, la SIEP-IALE e l'Università degli Studi di Bari non assumono responsabilità circa i contenuti dei testi delle relazioni, redatti individualmente dai singoli autori, cui sono state apportate solo correzioni ortografiche e di layout.

Nessuna parte di questa pubblicazione può essere in alcun modo riprodotta o pubblicata in altra forma, o con altro mezzo, senza l'autorizzazione della SIEP IALE.

Questa pubblicazione è disponibile gratuitamente, fino ad esaurimento, su richiesta a http://www.siep-iale.it/

Cover design: *Gaia Miacola*

Collaborazioni editing: *Marco Fiore e Vincenzo Leronni*

Il presente volume è stato interamente stampato su carta riciclata.

Finito di stampare nel mese di maggio 2008

INDICE

PREMESSA **9**

PAOLA MAIROTA, MARIAVALERIA MININNI, RAFFAELE LAFORTEZZA, EMILIO PADOA-SCHIOPPA.

INTRODUZIONE **11**

GIOIA GIBELLI

LETTURA MAGISTRALE **19**

RICHARD T. T. FORMAN

SESSIONE 1 **21**

GOVERNANCE E COEVOLUZIONE
DEI SISTEMI PAESISTICI

VISIONI DI *INSIDERS* ED *OUTSIDERS* COME CONTRIBUTO ALLA *GOVERNANCE* DEL PAESAGGIO **23**

F. BALLETTI, S. SOPPA

LA VALUTAZIONE PATRIMONIALE DELLE RISORSE TERRITORIALI E PAESAGGISTICHE: VERSO LA DEFINIZIONE DI REGOLE STATUTARIE PER LE TRASFORMAZIONI* **33**

M. CARTA , F. LUCCHESI

DALL'ANALISI TERRITORIALE ALLE AZIONI STRATEGICHE: PER UN APPROCCIO SCIENTIFICO ALLE POLITICHE PER IL PAESAGGIO **43**

G.CAFIERO , I.CORCHIA , P.ROSSINI , A.BUCCI

ABITANTI E PAESAGGI FLUVIALI: METODI ED ESPERIENZE PER UN NUOVO APPROCCIO AL RISCHIO IDRAULICO **51**

S. GIACOMOZZI

CITTÀ DI MURA IN UN MARE DI ULIVI, MODELLI E ROTTE PER LA GOVERNANCE DI AREA VASTA - IL PIANO DI AZIONE AMBIENTALE DEL NORD BARESE OFANTINO **59**

M. IACOVIELLO

LA SALVAGUARDIA DELLE FUNZIONI ECOLOGICHE DELLA COSTA ALLA SCALA DI PAESAGGIO E PROCESSI DI GOVERNANCE IN PUGLIA. **69**

M.R. LAMACCHIA

DALLA VALUTAZIONE DI IMPATTO AMBIENTALE ALLA RELAZIONE PAESAGGISTICA: IL RUOLO DELL'ECOLOGIA DEL PAESAGGIO NELLA VALUTAZIONE DI PROGETTI DI TRASFORMAZIONE TERRITORIALE **79**

F. LARCHER, M. DEVECCHI, P. GULLINO

L'ECOLOGIA DEL PAESAGGIO NELLA COMPATIBILITÀ DEI PIANI: CONTRIBUTO PER LA VALUTAZIONE DELLE TRASFORMAZIONI **85**

D.MEUCCI

DINAMICA DELLA COESIONE SPAZIALE DEL SISTEMA DEI BOSCHI SALENTINI. SPUNTI DI RIFLESSIONE PER LA VALUTAZIONE DELLA EFFICACIA DEGLI STRUMENTI DI TUTELA DELLA BIODIVERSITÀ **95**

D. DE FILIPPIS, V. LERONNI, P. MAIROTA

PROCESSI DI GOVERNANCE PER LA SALVAGUARDIA DI VUOTI COSTIERI NEL SUD-EST BARESE **103**

N. MARTINELLI E M. D'ONGHIA

IL GOVERNO DELLE PERTINENZE FLUVIALI DEL SARNO **111**

A.VALENTINELLI

APPROCCIO TRANSDISCIPLINARE NEI PROCESSI DI PARTECIPAZIONE PER IL GOVERNO DELLE RISORSE ALLA SCALA LOCALE 119

E MARCHEGGIANI ,V.CASTELLANI . S. SALA , A.GALLI

SESSIONE 2 **127**

"CONOSCERE PER DE-LIBERARE":
STRUMENTI PER L'ANALISI E LA VALUTAZIONE DEL PAESAGGIO

CLASSIFICATORE GERARCHICO PER L'ANALISI DI IMMAGINI QUICKBIRD 129

N. AMORUSO , C. TARANTINO AND P. BLONDA

SCENARI BASATI SU LOGICA FUZZY PER IL RIPRISTINO DEL PAESAGGIO 137

P. DIGIOVINAZZO , E. PADOA-SCHIOPPA , F.G. FICETOLA E L. BOTTONI

DOVE CORRE UN CORRIDOIO. SISTEMI DI SUPPORTO ALLA DECISIONE: UN'APPLICAZIONE NEL SUD EST DI BAHIA, BRASILE. 145

M. DURIAVIG , E. FEOLI

BUFFER DI PAESAGGIO PER LA CONSERVAZIONE DEGLI ANFIBI 153

GENTILE FRANCESCO FICETOLA' , LUCIANA BOTTONI , FIORENZA DE BERNARDI , PATRIZIA DIGIOVINAZZO , ILARIA MAZZOLENI , LAURA NUDO , EMILIO PADOA-SCHIOPPA

MONITORAGGIO DELLE INTERAZIONI FAUNISTICHE E FLORISTICHE NEGLI IMPIANTI FOTOVOLTAICI 159

G. FILIBERTO , G. PIRRERA

MAPPE DELLA QUALITA' DEL PAESAGGIO COME SUPPORTO ALLA PIANIFICAZIONE DEI TERRITORI COSTIERI 165

L. GUASTAMACCHIA , M. MININNI', C. TARANTINO

VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ AMBIENTALE MEDIANTE IMPIEGO INDIRETTO DI BIOINDICATORI 173

P. MAIROTA

ANALISI PAESAGGISTICA PER LA INDIVIDUAZIONE DI AREE DI ATTENZIONE PER LA PIANIFICAZIONE DEL SISTEMA DELLE AREE NATURALI PROTETTE REGIONALI DEL LAZIO 181

M. BRUSCHI , E.PERONI E N. BENEDETTI

IL CENSIMENTO DEGLI ELEMENTI LINEARI NATURALI DEL PAESAGGIO E RETI ECOLOGICHE, ANALISI PRELIMINARE. 191

A. LEONE , F. RECANATESI , M.N. RIPA

L'APPROCCIO BIOHAB COME METODO DI MONITORAGGIO E GESTIONE DEL PAESAGGIO 199

E. PADOA-SCHIOPPA, S. BERTOZZI, P. DIGIOVINAZZO, F. FICETOLA, L. BOTTONI, R. SANTOLINI

CODIFICA, VALUTAZIONE, SPAZIALIZZAZIONE E RISCHIO LEGATO ALLE PRESSIONI ANTROPICHE INSISTENTI SU AREE PROTETTE AD ELEVATO VALORE NATURALISTICO 207

L.PIANI, M.SIGURA

STRUMENTI DI MISURA DELLE REGOLE PAESAGGISTICHE: UNA SPERIMENTAZIONE PER LA REGIONE DEL CHIANTI 217

I.TABARRANI, F.LUCCHESI

SESSIONE 3 **225**

ECOLOGIA DEL PAESAGGIO NELL'ERA DELL'ANTROPOCENE: INFRASTRUTTURE, FRAMMENTAZIONE E RETI ECOLOGICHE

STUDIO PRELIMINARE PER UN PROGETTO D'INTERCONNESSIONE INTERREGIONALE DELLA RETE ECOLOGICA DEL VENETO 227

G.U. CARAVELLO, C. BISSACCO, C. GALLO

IDONEITÀ' AMBIENTALE A SCALA VASTA PER SPECIE DI INTERESSE PER LA CONSERVAZIONE, OTTENUTA A PARTIRE DA DATI DI SOLA PRESENZA CON ALGORITMI DI MASSIMA ENTROPIA (MAXENT) 237

G. TELLINI FLORENZANO, T. CAMPEDELLI, G. LONDI, F. DESSÌ FULGHERI, E. GUSMEROLI

IL PROFILO DI OCCLUSIONE COME METODO DI ANALISI DELL'EFFETTO BARRIERA DOVUTO ALLE INFRASTRUTTURE VIARIE 245

B. ROMANO, M. FABRIZIO AND S. CIABÒ

INFRASTRUTTURE E PAESAGGIO: DAL PROGETTO ALLA MITIGAZIONE 253

E. D'ALESSANDRO

FATTORI ECOLOGICI A VASTA SCALA CHE DETERMINANO LA PRESENZA DI SPECIE DI ROPALOCERI DI RILEVANTE INTERESSE IN TOSCANA 257

L. FAVILLI, A. PIAZZINI, G. TELLINI FLORENZANO, G. LONDI, T. CAMPEDELLI

EFFETTI DELLA PERDITA E FRAMMENTAZIONE DEGLI HABITAT SUI MAMMIFERI (CARNIVORI, INSETTIVORI E RODITORI): IMPLICAZIONI PER LA CONSERVAZIONE 265

A. MORTELLITI, G. AMORI, L. BOITANI

FRAMMENTAZIONE CAUSATA DALLE STRADE E AVIFAUNA IN LOMBARDIA 271

M. PEPE, P. DIGIOVINAZZO, F. FICETOLA, L. BOTTONI, E. PADOA-SCHIOPPA

CONSERVAZIONE DEL PAESAGGIO DELLE GRAVINE E RECUPERO DEGLI HABITAT DI INTERESSE COMUNITARIO 279

G. ANDREASSI, L. FORTE E R. SANTOLINI

ANALISI GEOSTATISTICA MULTISCALARE DEL TERRITORIO COLLINARE E MONTANO DELLA PROVINCIA DI BOLOGNA PER LA DEFINIZIONE DELLA RETE ECOLOGICA: ASPETTI METODOLOGICI. 287

SANTOLINI R., G. PASINI

ANALISI E MITIGAZIONE DELL'INTERFERENZA ECOSISTEMICA DA INFRASTRUTTURE NELLA RISERVA REGIONALE E OASI WWF GOLE DEL SAGITTARIO (AQ). 299

S. CIABÒ, A. DE SANCTIS, F. RICCI, P. DI GIAMBATTISTA

ANALISI DELLA FRAMMENTAZIONE A SCALA LOCALE: STIMA DELL'EFFETTO BARRIERA BASATA SU PARERI ESPERTI 307

R. SCOLOZZI

BIODIVERSITÀ NEL PAESAGGIO MEDITERRANEO, EVIDENZE DI UN EFFETTO POSITIVO DELL'IMPATTO ANTROPICO 315

G. TELLINI FLORENZANO, R. SANTOLINI, G. LONDI, L. MINI, L. FORNASARI

INSERIMENTO NEL PAESAGGIO DELLE INFRASTRUTTURE VIARIE. SVILUPPO E APPLICAZIONE DI METODOLOGIE DI VALUTAZIONE GIS/MULTICRITERI 323

V. MENNELLA, M.E. MENCONI, M. NERI, M. VIZZARI 323

SESSIONE 4 **331**

SISTEMI PAESISTICI IN EVOLUZIONE: TEORIE E PROSPETTIVE FUTURE

IL CONCETTO DI "*THE FITTEST VEGETATION*" COME SUPERAMENTO DEI CONCETTI DI 'CLIMAX' E 'VEGETAZIONE POTENZIALE' PER UNA *GOVERNANCE* DEL TERRITORIO ECOLOGICAMENTE CORRETTA. 333

V. INGEGNOLI, E. GIGLIO INGEGNOLI

PIANO DI RECUPERO AMBIENTALE ALPE CERMÌS: PROCESSO E PROCEDURA 341

C. MICHELETTI E L. PONTICELLI

NATURA NATURANS? IMPLICAZIONE ED EFFETTI DELLA NUOVA WILDNIS SULLA GOVERNANCE DEI PAESAGGI CONTEMPORANEI 349
A. MIGLIACCIO

CAMBIAMENTI DI USO/COPERTURA DEL SUOLO IN AREE PERI-URBANE: RISULTATI E PROSPETTIVE PER IL GOVERNO DEL TERRITORIO 357

P. PILERI, M. MAGGI

SOURCE-SINK & ECO-FIELD: IPOTESI ED EVIDENZE SPERIMENTALI 365

A. FARINA , D. MORRI

UNA UTILIZZAZIONE FORESTALE NELLE PREALPI CARNICHE NELLA PRIMA META' DEL XIX SECOLO 373

BRUNO DEL TIN , VITTORINO MARCOLINA , PIETRO PIUSSI , ARMANDO ROSA GASTALDO , PIERLUIGI TAMBOSSO , SANDRO TOFFOLUTTI

NATURA, STORIA E PARTECIPAZIONE. UNA RICERCA PER INDIRIZZARE LA GOVERNANCE DEL PAESAGGIO NELLA REPUBBLICA DI SAN MARINO 379

B. RIZZO

TRASFORMAZIONI DELLA COPERTURA VEGETALE E NATURALITÀ DEL PAESAGGIO 387

M.C. MARIANI , G. VILLANI , M. GHERARDI , G. VIANELLO , M. SPERANZA

***POSTER* 395**

LA GOVERNANCE DEL PAESAGGIO. TUTELA E PREVENZIONE DEI BENI CULTURALI E AMBIENTALI 397

S. BAIANI, A. VALITUTTI

DINAMICHE DI PAESAGGI CULTURALI IN PROGETTI DI PIANIFICAZIONE CONTEMPORANEA. COSTRUZIONE DI UN MODELLO INTERPRETATIVO 401

E. BERTÈ

ZOOTECNIA E GOVERNANCE DEL TERRITORIO: IL CASO DELL'ALTA MURGIA 405

E. CIANI , L. TEDONE E M. FRACCHIOLLA

ANALISI DEL PAESAGGIO NEI PSIC DEL FIUME FORTORE (MOLISE E PUGLIA) PER LA DEFINIZIONE DI UNA STRATEGIA GESTIONALE UNITARIA 409

A. BERNARDONI , F. MINUNNO , P. MAIROTA

PREVISIONI DEGLI EFFETTI DELLA POLITICA AGRICOLA COMUNE SUGLI SCENARI ECOLOGICI E DI GOVERNANCE DEL PAESAGGIO LAZIALE 415
V. DI FELICE, R. MANCINELLI, E. CAMPIGLIA, F. CAPORALI

UN MODELLO DI GOVERNANCE DEL PAESAGGIO RURALE 419

S. GORELLI , M. ROVAI , A. SANTUCCI

IL GEO-ECOSISTEMA CARSICO NELLA PIANIFICAZIONE SUL TERRITORIO DELL'ALTA MURGIA 425

T. QUARTULLI , V. IURILLI , M. FRACCHIOLLA , G. BELMONTE

L'ESPERIENZA DEL PIANO TERRITORIALE REGIONALE (PTR) IN CAMPANIA : IL RUOLO DEL GEOLOGO. 429

F. RUSSO & G. LOMBARDI

SISTEMA DI SUPPORTO DECISIONALE SISTEMICO (SDSS): INTEGRAZIONE DI CONSERVAZIONE DELLA BIODIVERSITÀ E SVILUPPO SOCIO-ECONOMICO NELLA PIANIFICAZIONE TERRITORIALE MEDIANTE UN SISTEMA INFORMATICO MODULARE. 435

F. ATTORRE , F. FRANCESCONI , M.F. FALCETTA , PAOLINI M.C. , M. VITALE , F. TOMASETTO

DIVERSITÀ E NATURALITÀ PAESISTICA PER LA STIMA DELLA SOSTENIBILITÀ ECOLOGICA IN PROVINCIA DI FOGGIA 439

A. R. B. CAMMERINO, M. MARRESE , L. PIACQUADIO, M. MONTELEONE.

CAMBIAMENTI DELLA COPERTURA DEL SUOLO E DELLE COMPONENTI DEL PAESAGGIO IN UN'AREA SENSIBILE ALLA DESERTIFICAZIONE: IL CASO STUDIO DELLA NURRA (SARDEGNA) 445

F. GIORDANO´ , A. MARINI

INDICATORI DI DIVERSITÀ BIOLOGICA NEL VERDE URBANO: LA COLEOTTEROFAUNA DELLA CITTÀ DI BARI 449

L. LORUSSO , G. SANESI , R. LAFORTEZZA , E. TARASCO E O. TRIGGIANI

LA PERCEZIONE DEL BOSCO E DEL PAESAGGIO DA PARTE DEGLI ABITANTI DELLA CITTÀ DI TRENTO 453

F. MAINO, A. BETTA , M.G. CANTIANI

ANALISI DELLA COPERTURA DELLE TERRE MEDIANTE FOTO AEREE STORICHE 459

R. PELOROSSO , S. DELLA CHIESA , L. BOCCIA , A. LEONE

VEGETATION ANALYSIS FOR THE SUSTAINABLE MANAGEMENT OF THE NADUNG`ORO RESERVE (TANZANIA, AFRICA) 463

G. SALVINI , G. PEZZI , AND C. FERRARI

PAESAGGI DELL'ESTRAZIONE. APPROCCI METODOLOGICI E PROSPETTIVE PER IL TERRITORIO DEL PORFIDO TRENTINO 467

E. SCHIR

MODELLI PREDITTIVI D'IDONEITÀ AMBIENTALE PER IL GUFO REALE *BUBO BUBO* NELL'AREA DELLE GRAVINE DELL'ARCO IONICO (PUGLIA-BASILICATA, ITALIA) 473

S. SCORRANO, R. SORINO, R. VITERBI, A. SIGISMONDI, G. SCILLITANI, G. CORRIERO

GREENKEYS- URBAN GREEN AS A KEY FOR SUSTAINABLE CITIES 479

M. BOCCI , A. GALLI , R. COLANTONIO , E. MARCHEGGIANI , F. VENTURELLI

COMUNITÀ GEO SEMANTICHE PER L'USO RAZIONALE DELLE RISORSE DEL PAESAGGIO CULTURALE 481

E. MARCHEGGIANI , M.NUCCI

IL LARICETO PASCOLATO: DINAMICHE E STRUTTURA DI UN PAESAGGIO CULTURALE 485

M. MARTINEZ , M. GARBARINO , E. LINGUA AND R. MOTTA

UNA METODOLOGIA GIS PER L'INDIVIDUAZIONE DELLE FASCE DI CONNETTIVITÀ TERRITORIALE: APPLICAZIONE AL CASO DELLA PROVINCIA DI OLBIA-TEMPIO 489

G. MELIS , G. PUDDU

RECUPERO DI PAESAGGIO FLUVIALE E STORICO NELLA VALLE DEL MORELLO 493

G. PIRRERA , G. FILIBERTO

VALIDAZIONE DEL MODELLO DI RETE ECOLOGICA DEL TERRITORIO NORD BARESE/OFANTINO. ATTIVITÀ 2.1.1 "RETE ECOLOGICA E PIANO DEI TRATTURI" 497

A.BUONADONNA , M.GORI , M.GUCCIONE , M.IACOVIELLO , G.PAVONE , F.B.F.RONSISVALLE

PREMESSA

Ecologia e governance del paesaggio

La formidabile portata e accelerazione delle attività antropiche influenza profondamente i sistemi ecologici tanto da indirizzare, come mai nel passato, tutte le dinamiche della ecosfera (Crutzen, 2005).

In termini coevolutivi l'attuale relazione tra sistema umano e sistema naturale è stata descritta come una relazione ostile (Cairns 2007).

Di fronte a questo, società, scienziati e amministratori hanno ormai poca scelta: accettare (continuando ad indurre) il collasso (Diamond, 2005) dei sistemi naturali o riconoscere la necessità di adattare ai limiti dell'ecosfera la nostra etica, economia e modalità di interazione con i sistemi naturali, in una prospettiva di coevoluzione in senso mutualistico dei due sistemi (Cairns 2007; Odum e Barrett 2005).

In quest'ottica, la *governance* del paesaggio, sistema ecologico emergente dalle interazioni complesse tra noösfera (Vernadskij 1954) e ambiente, rappresenta un approccio adattativo di *bottom up*, complementare e concreto, rispetto ad una strategia di scala globale, per riportare le istanze della gestione del territorio entro i limiti di capacità portante ottimale dell'ambiente e coerente con sue dinamiche intrinseche.

Il tema del congresso è articolato sulla testimonianza del ruolo dell'ecologia del paesaggio nell'ambito del processo di *governance*.

Molte procedure di pianificazione (piani paesistici, piani di bacino, piani alla scala vasta) insieme a procedure di Valutazione richiedono conoscenze sempre più specialistiche, molte delle quali si ritrovano nelle procedure della ecologia del paesaggio.

Le metodologie dell'analisi ecologica del paesaggio, transdisciplinari, transcalari e incentrate sullo studio dei rapporti tra configurazione spaziale e processi, si prestano infatti alla costruzione della base conoscitiva relativa allo stato ed alle tendenze dei paesaggi oggetto di *governance* (Naveh e Liebermann 1994), alla valutazione degli impatti derivanti dalle pressioni sugli ecosistemi e sulle risorse, alla formulazione di risposte e al monitoraggio delle ricadute delle azioni pianificatorie e gestionali.

Inoltre, le informazioni relative a connettività e flussi di energia e materia tra tratti di ecosistemi diversi, rivenienti ancora dall'analisi ecologica del paesaggio, rappresentano il contesto (*sensu* Bedford, 1996; Race e Fonseca, 1996; Bell et al., 1997; Wiens 2007) cui la prospettiva ecosistemica agli interventi di ripristino ambientale impone di far riferimento (Erhenfel e Toth, 1997).

Ma è solo la cultura dell'approccio integrato quella che può condurre a politiche e governi del territorio in vere condizioni di governance multilivello e transdisciplinari.

L'ecologia del paesaggio in Italia è ormai una scienza ben avviata, lo testimoniano i numerosi contributi pervenuti in questo congresso, o il consistente gruppo di ecologi del paesaggio italiani che in occasione del World Congress IALE, tenutosi a Waginengen nel luglio 2007, hanno presentato i propri lavori.

Vi sono, nel panorama mondiale ormai diverse scuole di ecologia del paesaggio, formate da studiosi che sono giunte a questa disciplina da campi molto disparati. Così anche in Italia, corsi di ecologia del paesaggio sono tenuti nelle facoltà di Scienze, Agraria e Scienze Forestali, Architettura, Ingegneria. Il risultato è quello di una disciplina poliedrica, nella quale convivono approcci differenti, disparate metodologie di analisi e di sintesi, con l'effetto di sconcertare un poco chi vi si avvicina per la prima volta, ma di

offrire in realtà, ad un'osservazione più approfondita, infiniti più stimoli intellettuali e potenzialità applicative.

Questo congresso è stato organizzato, per la prima volta nella storia della SIEP-IALE assieme a due gruppi di ricerca, dell'Università degli Studi di Bari e del Politecnico di Bari, in Sud Italia, con l'intenzione di contribuire a una de-polarizzazione e de-frammentazione dell'ecologia del paesaggio italiana.

De-polarizzazione, per raggiungere una vera pluralità tra le diverse scuole di pensiero e de-frammentazione per permettere l'incontro e il confronto tra tutti coloro che in Italia si occupano di ecologia del paesaggio, e a stimolare l' avvio di proficue sinergie .

Le sfide, e le responsabilità, che questa scienza ha di fronte sono immense e non potranno certo essere affrontate esclusivamente da singole realtà di ricerca. Nello stesso momento in cui sta nascendo una forte dimensione Europea del paesaggio (si pensi solo alla Convenzione europea del paesaggio (Priore, 2007) e alle conseguenti reti UNISCAPE e CIVILSCAPE) è importante che anche gli ecologi del paesaggio italiani abbiano un luogo dove poter scambiare esperienze e prospettive.

Il ruolo dell'ecologia del paesaggio all'interno della società italiana è quello di rendere riconoscibile al sua essenza di scienza, sapendosi anche aprire al mondo delle realtà professionali e della pubblica amministrazione, per contribuire a costruire quella unità di intenti e di linguaggi che con una felice espressione Edward Wilson definisce *Consilience* (Wilson, 1998), e che, insieme a prospettive di lungo respiro, rappresenta una necessità irrinunciabile nei tempi in cui viviamo.

Bari - Milano, maggio 2008
Paola Mairota, Mariavaleria Mininni, Raffaele Lafortezza, Emilio Padoa-Schioppa.

Bedford B. L. 1996 The need to define hydrologic equivalence at the landscape scale for freshwater wetland mitigation. Ecological Applications 5: 57–69.

Bell S.S., Fonseca M.S., Mooten L.B. 1997 Linking restoration and landscape ecology. Restoration Ecology 5:318– 323.

Cairns J. Jr 2007 Sustainable co-evolution International Journal of Sustainable Development and & World Ecology *14: 103-108*

Crutzen P. 2005 *Benvenuti nell'Antropocene!* Mondadori

Diamond J. 2005 *Collapse How Societies Choose to Fail or Succeed* Wiking Press

Ehrenfeld J.G., Toth L.A 1997 Restoration Ecology and the ecosystem perspective Restoration Ecology 5 (4):307–317.

Naveh Z., Lieberman A. 2004 *Landscape Ecology* Springer & Verlag

Odum E. P., Barrett G. W. 2005 *Fundamentals of Ecology*. Fifth Edition. Belmont, California: Thomson Brooks/Cole, 598 pp.

Priore R. 2007 *Convenzione Europea del Paesaggio* Centro Stampa d'Ateneo Edizioni

Race, M.S., Fonseca M.S. 1996 Fixing compensatory mitigation. What will it take? Ecological Applications 5: 94–101

Wiens J.A. 2007 Does conservation need landscape ecology? Does landscape ecology need conservation? Bunce R.G.H., Jongman R. H.G., Hojas L., Weel S. [Eds.] 2007. *25 years of Landscape Ecology: Scientific Principles in practice*. Proceedings of the 7th IALE World Congress 8-12 July Wageningen, The Netherlands, IALE Publication series 4 pp 943-944

Vernadskij V.I. 1945 The biosphere and the noösphere. American Scientist 33:1-12

Wilson E.O. 1998 *Consilience. The unity of Knowledge* Knopf, New York

INTRODUZIONE

Ecologia e Governance del paesaggio

Gioia Gibelli

[1] Vice-Presidente Siep-Iale, via Senato 45 , 20121 Milano, gioiagibelli@gmail.com

---

Landscape Ecology and Governance
The European scene, as for the natural and human territory administration and management, is holded by governance methods and processes. Landscape is a complez system, and one of the most difficult items is complexity management. So it is necessary to find principles and criteria suitable to avoid the most devastating mistakes. Moreover ecological systems have rules that can't be ignored and governance processes not always can fit the fundamental systemic needs.
Landscape ecology, thanks to its own principles, methods and instruments, is an important leading discipline, able to support governance processes. The aim will be to highlight those rules that allows ecological systems to evolve themselves and to provide those vital services for a human society increasing in requirements.

Abstract
La governance domina la scena europea per quanto riguarda l'amministrazione e la gestione del territorio antropico e naturale. Il Paesaggio è un sistema complesso, ma gestire la complessità è una delle cose più difficili che esistano. E' necessario trovare principi e criteri che, per lo meno, evitino gli errori più rovinosi. Peraltro i sistemi ecologici sono guidati da regole che non possono essere disattese e non sempre i processi di governance sono in grado di soddisfare le esigenze sistemiche fondamentali.
L'ecologia del paesaggio, attraverso i principi su cui si basa, i metodi e gli strumenti che può mettere a disposizione, si pone come importante disciplina di riferimento, proprio al fine di supportare i processi di governance nell'individuazione delle "regole" che permettono ai sistemi ecologici complessi di evolversi e di fornire quei servizi irrinunciabili ad una società umana sempre più esigente.

Premessa

Siamo di fronte ad un vero paradosso: da un lato, ci rendiamo conto, come cittadini, dei problemi dell'ambiente e del paesaggio e di quelli economici e sociali ad essi correlati e ci aspettiamo che i politici li affrontino e li risolvano. Dall'altro lato, questi stessi cittadini nutrono sempre minor fiducia nelle istituzioni e nelle politiche che queste adottano, o finiscono per disinteressarsene. Si tratta di un problema noto, particolarmente evidente nel caso italiano e strettamente connesso con i processi di governance, i quali si basano necessariamente su un rapporto costruttivo tra enti di governo e popolazione. Il libro bianco sulla governance dell'UE individua i *Cinque principi* alla base della buona *governance*: *apertura, partecipazione, responsabilità, efficacia e coerenza*. Ciascuno di essi è essenziale al fine d'instaurare una *governance* più democratica. Tali principi costituiscono il fondamento della democrazia e del principio di legalità negli Stati membri, ma si applicano a tutti i livelli di governo: globale,

europeo, nazionale, regionale e locale. Peraltro presuppongono un accrescimento del rapporto di fiducia dei cittadini. Ma non sembra essere solo la sfiducia nelle istituzioni il punto debole della governance, così come viene generalmente praticata in Italia. Il problema di base pare insito nell'oggetto stesso della governance: il paesaggio e la sua intrinseca complessità. Gestire la complessità è una delle cose più difficili che esistano. Ed è proprio dalla complessità, dalle sue caratteristiche che è necessario partire per rendersi conto se e come la governance possa essere strumento idoneo a rapportarsi con le esigenze evolutive e di gestione del paesaggio.

Governance e co-evoluzione dei sistemi paesistici

Il termine "governance", è derivato dal francese antico ed è privo di un sostantivo corrispondente nella lingua italiana. Il concetto, nato in ambito economico per gestire problematiche aziendali, ha subito cambiamenti e integrazioni, seppure in generale si può sostenere che economisti, politologi ed esperti di relazioni internazionali, lo hanno usato, innanzitutto, per marcare una distinzione, e una contrapposizione con il "government" inteso quale istituzione, apparato e organizzazione. (Salzano, 2003). Holec e Brunet-Jolivald (1999) riportano alcune definizioni di governance, tra cui: "un processo di coordinamento di attori, di gruppi sociali, d'istituzioni, per raggiungere degli obiettivi specifici discussi e definiti collettivamente in territori frammentati e incerti". La *Commission on global governance*, costituita nel 1992 su promozione di Willy Brandt, ha definito nel 1995 la *governance* "la somma dei diversi modi in cui gli individui e le istituzioni, pubbliche e private, gestiscono i loro affari comuni. È un processo continuo di cooperazione e d'aggiustamento tra interessi diversi e conflittuali": è proprio la presenza di "interessi diversi e conflittuali" uno dei punti sui quali porre attenzione, nella comprensione della *governance* e della sua applicabilità a contesti come quelli italiani.

La *co-evoluzione* è un concetto chiave nell'ecologia del paesaggio, necessario per capire e gestire i rapporti uomo-natura e le enormi conseguenze che le attività antropiche determinano sugli ambienti naturali. Il concetto di co-evoluzione ci richiama prepotentemente a ragionare sulle modalità con cui, in genere, viene gestito il nostro territorio: la sua struttura e organizzazione incidono sulle possibilità evolutive e, di conseguenza, sulla natura dell'uomo di domani, inoltre tale concetto permette di superare quello di *impatto*, spostando i problemi sul piano della compatibilità e della reciprocità tra ambiente e sistema ecologico in chiave evolutiva, introducendo i fattori culturali tipici della specie umana, come strategia adattativa. (Ingegnoli, Giglio,2005).

Ciò introduce nuove modalità di approccio e di valutazione dei risultati ottenuti e richiede una conoscenza e una consapevolezza piena da parte degli attori invitati a partecipare ai processi decisionali. Ad esempio andrebbe ribaltato il concetto per cui le istanze socio economiche individuano la necessità delle opere di trasformazione, le quali, poi, vengono valutate e mitigate. Al contrario, dovrebbe essere il sistema ambientale a indicare quali trasformazioni attuare per migliorarne le funzioni e le capacità proprie di autorigenerazione. Ciò implica la necessità di introiettare il sistema economico e sociale all'interno del sistema ambientale, modificando anche la rappresentazione classica dei tre sistemi: ambientale, economico e socio-culturale.

La complessita' nell'era dell'antropocene

Una delle conseguenze maggiori della colonizzazione antropica della biosfera è la modifica della complessità, la quale si è manifestata con modalità affatto contrastanti. Da una parte, a livello fisico-biologico, gli effetti della azioni antropiche tendono oggi ad una forzata semplificazione degli ecosistemi e dei processi correlati, con effetti negativi

nei confronti della resilienza, dell'autopoiesi dei sistemi ecologici e della possibilità di utilizzare in termini evolutivi le opportunità fornite dalle novità che eventi esterni possono produrre. Ogni volta che un sistema è interessato da un evento "sconosciuto" che lo pone in una situazione di instabilità, è infatti in condizioni di effettuare una scelta tra più alternative: la scelta operata determina il tipo di evoluzione successiva. Ma il tipo di scelta possibile è fortemente condizionato dalla quantità e qualità di risorse, dalla possibilità di integrazione e, di conseguenza, dalla diversificazione di strategie che il sistema possiede. Un sistema banalizzato, con limitate strategie, a parità di intensità di disturbo, sarà più prevedibile nelle modalità di risposta che sono strettamente legate a poche possibilità, ma sarà più incerta la sua sopravvivenza. (Gibelli, 2005). La riduzione della complessità fisico-biologica, richiede uno sforzo maggiore di input energetici e di gestione per il mantenimento in vita del sistema stesso.

Dall'altra parte, proprio i meccanismi decisionali dei moderni sistemi di governo hanno accresciuto enormemente il grado di incertezza e di imprevedibilità, insito nei sistemi complessi, aumentandone il numero di variabili che incidono sull'organizzazione dei sistemi stessi. Spesso le decisioni derivano da motivazioni del tutto estranee al sistema, ovvero insite in questo, ma totalmente imprevedibili rispetto alle esigenze dello stesso. Le scelte dei decisori importano nel sistema nuove variabili con logiche eterogenee, che ne aumentano ulteriormente la complessità, ne possono stravolgere le tendenze e indurre risposte sempre più imprevedibili. I processi di governance possono avere influenze formidabili sia in senso positivo che negativo nei confronti di tali aspetti: molto dipende dalle modalità con cui vengono svolte e dagli obiettivi che le sottendono.

E' evidente come l'aumento di conoscenza e di consapevolezza sugli effetti possibili di determinate azioni, possa essere determinante sulla positività delle ricadute della governance, a patto che ci sia una chiarezza cristallina rispetto alle competenze e ai ruoli che, oggi, appaiono sempre più vaghi portando a confondere aspetti tecnico-scientifici con aspetti politico-gestionali e viceversa. In questo modo, strutture e processi fondamentali per la sopravvivenza dei sistemi ecologici (sia naturali che urbano tecnologici) che, per la loro importanza, dovrebbero costituire invarianti strutturali/funzionali per ogni pianificazione, sono spesso sacrificati ad una logica estranea al sistema, che contrappone a motivazioni scientifiche radicate nei metodi e nelle conoscenze, argomenti di tutt'altra natura, che vengono trattati al medesimo livello dei primi. Questo equivoco di base ha effetti dirompenti sulla possibilità di gestire i sistemi eco-paesistici in modo consapevole, responsabile e sostenibile, aumentando esponenzialmente la "complicazione" di gestione.

In questi scenari di modifica "qualitativa" della complessità, si pone il dato quantitativo legato alla percentuale di territorio intensamente dominato dai processi antropici, che è in continua crescita. In Europa il 75 % della popolazione vive nei sistemi urbano-tecnologici ed è destinata a raggiungere l'80% nel 2020 (EEA, 2006). Contemporaneamente gli standard abitativi, infrastrutturali e di servizi sono in aumento, così come la percentuale di territorio "governato" anche all'interno delle aree protette. Queste vengono sempre più considerate per il potenziale utilizzo ricreativo, insediativo, ecc., piuttosto che per il loro ruolo funzionale di riequilibrio dell'intera biosfera e di mantenimento del capitale naturale fondamentale per la sopravvivenza umana e per i servizi ecosistemici erogati (Santolini, 2008). La corsa al *governo totale del territorio* fa sì che si riducano progressivamente i processi spontanei, autopoietici, basati sull'impiego di energie insite nel sistema, a favore dei processi dei sistemi tecnologici dominati dalle problematiche di cui sopra. Il problema è acuito dal fatto che l'uomo moderno tende decisamente a semplificare ciò che semplificabile non è, alla divisione

per parti dei problemi, a scegliere le vie più facilmente e velocemente praticabili che portano all'eliminazione dei cicli, aumentando le criticità e le fragilità dei sistemi, e alla cristallizzazione di fenomeni mutevoli. E' invece necessario costruire processi gestionali complessi, basati su interrelazioni e sinergie tra oggetti affatto diversi, più difficili da gestire, ma coerenti con la natura complessa del nostro mondo. Anche perché, solo così è possibile integrare gli interessi dell'economia con gli interessi dell'ambiente.

Energia e informazione nei sistemi naturali e nei sistemi antropici

Un sistema è costituito da *elementi* che ne costituiscono la *struttura*. Perché la struttura possa reggere i *processi* che rendono funzionante il sistema, gli elementi devono essere collocati in un certo *ordine* e tra di essi devono esserci dei legami, ossia tra gli elementi si devono poter stabilire quelle *interazioni* in grado di far sì che gli elementi si scambino l'energia, l'informazione, ecc. idonee per far funzionare il sistema. Quindi avremo un *ambiente* in cui questi elementi sono posti, gli *elementi stessi*, un *ordine*, delle *relazioni*, e delle *regole* sottese al funzionamento del sistema. Se una di queste condizioni manca, o si altera, il sistema non funziona o cambia. Ciò avviene sia nei sistemi naturali che in quelli antropici: ciò che cambia sono gli elementi costitutivi e il tipo di processi che rendono il sistema funzionante, ma i concetti di struttura e, di conseguenza, di ordine, interrelazioni e regole sono comuni. Ciò che diversifica in modo sostanziale le funzioni degli ambienti naturali da quelle degli ambienti antropici, sono i processi di trasformazione dell'energia. A questo contribuisce in modo sostanziale sia il tipo di energia (in prevalenza solare, rinnovabile, nel primo caso e, attualmente, da combustibili fossili, non rinnovabile, nel secondo caso) e la quantità di energia utilizzata e dissipata. Una delle caratteristiche fondamentali dei sistemi naturali è il fatto che essi si regolano in base alle risorse disponibili (Pignatti, Trezza, 2000) e, in genere, l'energia viene utilizzata con un basso grado di dissipazione, mentre i sistemi urbano-tecnologici nei qual vive ormai il 50% della popolazione mondiale, si evolvono grazie ad un aumento progressivo delle risorse che vengono importate dall'esterno e, in genere, hanno un altissimo grado di dissipazione, in continuo aumento, in quanto i cicli non vengono chiusi[1]. L'energia puo' essere definita come la "capacita' di svolgere un lavoro ed è in grado di modificare l'ordine di un sistema e, di conseguenza, di modificarne le modalità con cui i diversi elementi interagiscono e, contribuiscono al funzionamento del sistema: l'energia è in grado di modificare in modo sostanziale qualsiasi tipo di organizzazione, andando ad incidere sulle relazioni e sugli scambi informativi all'interno del sistema stesso. C'è un'altra componente fondamentale nell'organizzazione dei sistemi: *l'informazione*. Questa può, a sua volta, essere vista sotto due aspetti. In primo luogo come contenuto di variazione, introducibile in un sistema in quanto portatrice di novità e imprevedibilità. In questo senso, l'informazione, è fattore fondamentale delle possibilità evolutive del sistema. In secondo luogo come base organizzativa di un sistema. Ossia per *informazione* possiamo intendere "la capacità di organizzare un sistema" (Farina, 2004). L'informazione può guidare le scelte del sistema, e l'energia ne permette l'attuazione. E' il caso di sistemi organizzati autopoietici. In altri casi l'energia, impiegata in modo "ignorante" del tipo di organizzazione del sistema, tende a cancellarne l'informazione, aumentando disordine ed entropia: è il caso in cui il paesaggio tende a destrutturarsi e/ degradarsi. E' importante capire come possono

[1] Si pensi che il consumo quotidiano delle antiche società agrarie è stimato globalmente a 10-20.000 kcal pro-capite, quello delle società industriali del XIX secolo a 70.000 Kcal pro-capite e quello attuale della società tecnologica 230.000 Kcal pro-capite, (Delort e Walter, 2002) con un quantitativo di scorie rilasciate in atmosfera per via del mancato utilizzo, aumentate del 35% dai tempi della rivoluzione industriale e del 20% dal 1958.

verificarsi le due opzioni. Perché l'informazione sia in grado di guidare le scelte e svolgere il suo ruolo di coesione/novità all'interno del sistema stesso, è necessario che i messaggi circolanti, possano effettivamente essere scambiati[2]. Affinché lo scambio avvenga, e l'informazione "compia lavoro", ossia sia efficace, è necessario che i messaggi possano essere recepiti dai diversi soggetti verso cui sono diretti. Notiamo che all'interno di un sistema ecologico, l'informazione si manifesta in termini di:

- Relazioni tra diversi sistemi eco-paesistici, incidendo sulla diversità e le potenzialità evolutive
- Relazioni tra elementi del mosaico paesistico, incidendo sulle dinamiche
- Relazioni tra il mosaico e gli individui, incidendo sulla percezione, quindi sull'utilizzo e le scelte proprie
- Relazioni tra il mosaico e la comunità, incidendo sui processi decisionali

E' evidente la necessità che nelle pratiche di governance, i flussi di informazione funzionali al mantenimento in vita dei processi fondamentali, vengano garantiti, così come l'informazione necessaria alla strutturazione del sistema e all'utilizzo "informato" dell'energia verso obiettivi di sopravvivenza.

Sistemi gerarchici, pianificazione e sussidiarietà

Il concetto gerarchico degli ecosistemi (O'Neill *et al.* 1986) applicato alla pianificazione del territorio, può essere esplicitato nel modo seguente. Le scale vaste condizionano i livelli inferiori[3] ponendo veri e propri vincoli da cui dipende buona parte dei processi di scala inferiore, mentre i livelli inferiori forniscono caratteri peculiari e fattori limitanti per le funzioni e l'evoluzione del sistema, che hanno effetti sugli assetti delle scale superiori. Da qui deriva l'esigenza di un'organizzazione articolata dei Piani, in cui è necessario l'ordinamento gerarchico relativamente ad alcune condizioni che appartengono per oro natura alle scale superiori, ma in cui entrano gli aspetti di sussidiarietà per quanto riguarda le necessarie interazioni dal basso verso l'alto. In definitiva sia il modello gerarchico, sia il modello della sussidiarietà, da soli, appaiono non solo inefficaci, ma contrari all'organizzazione dei sistemi ecologici. Pare invece necessario un nuovo modello integrato nel quale siano chiarite e soddisfatte le interdipendenze tra le scale. La dimensione temporale non è estranea a queste osservazioni. Infatti è alle scale inferiori che avvengono processi e trasformazioni in tempi medio/brevi, che nel loro insieme determinano modifiche strutturali alle scale superiori in tempi medio/lunghi. Ciò aggiunge la necessità di considerare nel giusto modo la scala temporale nella pianificazione del territorio. Ulteriori suggerimenti possono essere raccolti dall'evoluzione del concetto gerarchico, effettuata da Gunderson et al. (2002), che sottolinea l'importanza dei cicli adattativi, delle relazioni trasversali di ogni livello e, in particolare, del contenuto di variazione insito in ogni livello, e ne specifica l'importanza propria e relativamente alle interazioni tra livelli di scala: i livelli veloci inventano, sperimentano e valutano, i livelli lenti stabilizzano e conservano la memoria dei successi del passato e degli esperimenti sopravvissuti. Entrambe sono fondamentali per la sostenibilità. Questi concetti sono la base per l'articolazione, gli obiettivi e i contenuti degli strumenti urbanistici alle varie scale e per chiarirne le reciproche interdipendenze al fine di conservare un capitale naturale critico,

[2] Ad esempio un capannone in un campo non è in grado di scambiare informazione con il campo: l'informazione latente è maggiore dell'informazione scambiabile. La differenza tra informazione latente e scambiabile segnala un problema funzionale. Da qui nasce il concetto di incompatibilità tra elementi in una matrice ambientale.

[3] Per livelli inferiori si considerano ambiti più ristretti, analizzati a maggior dettaglio, mentre per livelli di scala superiore, si considerano ambiti vasti, analizzati in modo più sintetico

il quale venga ad essere la struttura forte delle invarianti del paesaggio, indirizzando così l'azione di trasformazione sulle porzioni di risorse rinnovabili e scambiabili. Se ciò non avviene, il rischio è il raggiungimento di obiettivi affatto diversi da quelli desiderati. Un esempio significativo è dato dagli insediamenti a bassa densità i quali, in genere, vengono indicati come elementi di qualità ambientale abbastanza elevata. Ciò può essere vero a scala locale, se i criteri progettuali sono validi. La situazione cambia a scala regionale o superiore. Infatti la serie di insediamenti a bassa densità origina il fenomeno dell'urbanizzazione diffusa. Ma questa costituisce uno dei fattori primi della perdita di biodiversità a livello mondiale, sia per gli effetti diretti (consumo di suolo e frammentazione del sistema territoriale), che indiretti (maggior consumo di materiali da costruzione, di combustibili fossili, maggiori esigenze infrastrutturali, ecc.). (Liu et al., 2003). Questo è un esempio di come la somma dei fenomeni a scala locale produca nel tempo, ai livelli superiori di scala, effetti imprevedibili se non si tiene conto dei rapporti gerarchici che intercorrono tra le scale. Va quindi capito il legame preciso tra obiettivi, strategie e tattiche, tenendo presente che la complessità implica che un'azione positiva ad una certa scala, non determini necessariamente una ricaduta altrettanto positiva alla scala superiore: la somma dei risparmi di consumo a livello di veicoli, non fornisce affatto una riduzione delle emissioni globali, così come la somma delle qualità ambientali locali non produce un miglioramento a scale superiori: le azioni per raggiungere un certo obiettivo, possono variare a seconda della scala alla quale l'obiettivo va raggiunto.

Governance ed ecologia del paesaggio: infrastrutture, frammentazione e reti ecologiche

Abbiamo visto che ci sono regole non scritte che ordinano e organizzano i sistemi ecopaesistici. Peraltro il paesaggio è costruito attraverso i processi fisico-biologici e, in grandissima parte ormai, dalle azioni e dai comportamenti umani che devono essere indirizzati da una nuova consapevolezza del peso e degli effetti delle proprie azioni. Inoltre l'avvicendamento politico insito nelle moderne democrazie non garantisce che le strategie delle politiche ambientali vengano perseguite in tempi medio-lunghi che, invece, è un'esigenza dei sistemi ecologici. La governance, con il coinvolgimento attivo delle popolazioni, oltre ad un'opportunità di crescita culturale irrimandabile, può diventare un strumento importante che garantisca la continuità di certe politiche. Ma è necessario che sia improntata da una visione multiscalare dei problemi, da una conoscenza approfondita e da un scambio informativo finalizzati ad escludere scelte antievolutive. Inoltre troppo spesso le attività partecipative non sono impostate in termini di processo di crescita e di scambio costruttivo, ma di acquisizione del consenso: infatti, le parti politiche sono spesso dominate dalla grandissima preoccupazione di mostrare idee e progetti pre-confezionati invece di costruirli strada facendo.

Quindi il tema è: all'interno di un processo ineluttabile di governance, quali "paletti" tenere come riferimento inalienabile?

Elementi fondamentali nei processi di governance sono il decentramento amministrativo e la sussidiarietà che danno vita a dinamiche di governo "a rete", anziché piramidali o gerarchiche: è necessario invece re-introdurre gli aspetti gerarchici fondamentali. Il rischio è la destrutturazione totale dei sistemi ecologici e la perdita definitiva dei meccanismi autopoietici. Oggi sappiamo che i maggiori fattori di vulnerabilità di un paesaggio sono: *l'iperstrutturazione del territorio*(Rapport et.al, 1997), che tende ad aumentarne la frammentazione, la perdita di habitat, le richieste energetiche, la *specializzazione degli elementi* che costituiscono il paesaggio (Forman,

1995), in quanto ne aumentano la monofunzionalità riducendo le relazioni reciproche e le strategie di sopravvivenza legate alle molteplicità delle funzioni, *l'alta eterogeneità di un mosaico prodotta elemento da impossibilitati a scambiarsi informazione*[4], in quanto ciò amenta l'informazione latente, ma riduce la quantità di informazione effettivamente scambiata nel sistema (Gibelli, 2008) e *la velocità delle trasformazioni*,(Crutzen, 2005, Gibelli, 2003,) in quanto i cambiamenti troppo rapidi non consentono l'adattamento alle condizioni mutate. Rispetto a questi problemi, gli ecologi del paesaggio hanno lavorato molto e, oggi, possono fornire risposte sempre più precise ed efficaci. Queste risposte, probabilmente, dovrebbero andare a costituire molti dei "paletti" alla base dei processi di governance se l'obiettivo prioritario condiviso è quello della conservazione di un ambiente adatto alla vita dell'uomo sulla terra.

Conoscere per de-liberare: strumenti per l'analisi e la valutazione del paesaggio

E' necessario *aumentare le conoscenze* al fine di pianificare il territorio in modo tale da aumentarne le strategie proprie di sopravvivenza. Per questo bisogna servirsi di *idonee metodologie e adeguati strumenti di misura*, significativi e applicabili, finalizzati a leggere i risultati delle interazioni tra più parti e ad essere utilizzati nelle diverse fasi dei processi di Pianificazione e governance. *L'Ecologia del Paesaggio* può costituire un importante riferimento in quanto disciplina nata proprio per rispondere alle esigenze di studio dei sistemi spaziali complessi. E' necessario peraltro, che negli studi siano coinvolte *più discipline*, al fine di "colpire" le *variabili più significative* dei sistemi, comprendendo anche la componente antropica nelle due manifestazioni: quella *dell'uomo fruitore e quella di modificatore del sistema*. E' necessario impostare *reti di monitoraggio* con l'obiettivo di registrare le variazioni di stato dei sistemi, al fine di capire meglio come avvengono i meccanismi di risposta e *"aggiustare" gli obiettivi e le strategie* di pianificazione. Nel frattempo è utile mettere in atto *criteri gestionali finalizzati a ridurre la vulnerabilità dei sistemi*. La governance può aiutare, con i limiti e i requisiti indicati nel paragrafo precedente, soprattutto se colta come *strumento per la crescita culturale*. Pare necessario richiamare all'accettazione del *limite* come cardine della propria e altrui umanità, che, peraltro, è un principio fondante e condizionante dei sistemi ecologici e della sostenibilità dello sviluppo. (Gibelli, Santolini et al., 2007). A questo proposito si ricordano la legge del minimo di Liebig (1840) e il prezioso apporto di Bateson (1989), il quale ci ricorda che possiamo fare ciò che vogliamo del nostro mondo, ma questo, alla fine, ci presenterà il conto dato che "I processi ecologici non possono essere beffati". La biologia si può unire positivamente alla tecnologia, introducendo l'etica come momento di confronto per permettere la continuità dei processi che hanno determinato l'evoluzione della specie umana.

Ma c'è un aspetto particolarmente critico: l"animale urbano metropolitano", si allontana sempre di più dalla natura e dalla sua conoscenza, dai processi che sono alla base della produzione del cibo, delle catene alimentari, degli eventi naturali e dalla coscienza dei problemi. Ciò che non si conosce in genere si teme: la tendenza è di allontanarlo o rifuggirlo, quindi di perpetrare l'opera di artificializzazione di tutto ciò che è naturale. La natura è fuori dalle città, ma le città, da sempre, sono i luoghi di governo, dove nascono le idee e si prendono decisioni sui destini di luoghi anche molto lontani. Una ri-conciliazione con la natura, anche attraverso i processi di governance, non ha solo il significato di contribuire al benessere psico-fisico dell'individuo. Ha il significato molto più ampio di porre la base per una gestione sostenibile del sistema terra negli

[4] Li potremmo chiamare "elementi connotati da reciproca incompatibilità"

anni futuri, così da garantire la sopravvivenza di ambienti idonei alla vita della specie umana, oltre che delle altre specie animali e vegetali che, da sempre, hanno costituito l'ambiente che ha permesso l'evoluzione della specie umana stessa.

Riferimenti bibliografici

Crutzen Paul J., (2005) *Benvenuti nell'Antropocene!,* Mondatori, Milano

Delort R., e Walter, F., (2002) *Storia dell'ambiente europeo*, edizioni Dedalo, Bari

EEA (2006), *Urban sprawl in Europe — the ignored challenge*, EEA Report, No 10/2006, European Environment Agency, Copenhagen.

Farina A. (2004), *Verso una scienza del paesaggio*, Alberto Perdisa editore, Bologna

Gibelli M.G., (2003) *Il Paesaggio delle frange urbane*, Franco Angeli,. Milano

Gibelli G. (2005) *Pianificare l'incertezza: sintesi di un confronto***,** Estimo e territorio n1/2005

Gibelli G., (2008) *Paesaggio e Paesaggi: tante definizioni per una parola sola*. Ricerca MIUR- WWF, in stampa

Gibelli G., Fontana Sartorio M., Lodi M., Santolini R., (2007), *Landscapes' functions and human health: incidence of environmental Changes*, Journal of Mediterranean Ecology vol. 8, 2007: 27-42 © Firma Effe Publisher, Reggio Emilia, Italy

Gunderson L.H. & Holling, C.S. (eds.) (2002) Panarchy. *Understanding transformations in human and natural systems*. Island Press,Washington.

Ingegnoli V., Giglio, E. (2005) *Ecologia del paesaggio,* Esselibri, Giugliano (Na)

Holec N., Brunet-Jolivald G. (1999) *Governance: dossier documentaire,* Dir. Gen. de l'urbanisme, de l'habitat et de la construction, C. de Doc. de l'Urbanisme, Paris

Liu, J., Daily. G.C., Ehrlich. P.R., Luck. G.W.. (2003), *Effects of household dynamics on resource consumption and biodiversity*, Nature 421, pp.530-533

O'Neill R.V.,et al, (1986) *A hierarchical concept of ecosystems*, Princeton Univ.Press,

Pignatti S., Trezza, B. (2000), *Assalto al pianeta – Attività produttiva e crollo della biosfera,* Bollati Boringhieri, Torino

Rapport, D.J., Whitford, W., Hilden, M., (1997), *Common Patterns of Ecosystems Breakdown under Stress*, in Monitoring Ecological Conditions at regional scales, Sandhu et al. eds., Kluwer Academic Publishers, Boston

Salzano E., (2003) *Governance: significato e limiti d'un termine nuovo***,** in Fondamenti di urbanistica. La storia e la norma, Editori Laterza, Bari 2003 (V edizione)

Santolini R. (2008). *Paesaggio e sostenibilità: i servizi ecosistemici come nuova chiave di lettura della qualità del sistema d'area vasta***.** Ricerca MIUR- WWF, in stampa

LETTURA MAGISTRALE

A landscape ecologist's perspective on regional planning, landscape management, and the greater Barcelona region.

Richard T. T. Forman

Harvard University, Graduate School of Design, Cambridge, MA 02138, USA

Regions represent our place, nourishment, home range, and future. Two spatial scales…the region and its internal landscapes…are optimal for our land improvement efforts, because there is a chance both of seeing results and of long term success.

A focus on regional planning, especially for urban regions, includes: (1) choosing a central paradigm; (2) the values of natural systems, their uses and proximity; (3) evidence of regional planning in urban regions worldwide; (4) some messages from the San Diego, London, Brasilia, Canberra, Portland, and Berlin areas; (5) the few strong USA-implemented regional plans; (6) planning for flexibility and stability; (7) good, bad, and interesting spatial patterns; and (8) a prime footprints model for urban 'sustainability'.

Landscape management, in contrast, highlights more hands-on approaches, such as: (1) adaptively caring for land; (2) filters against human overuse of resources; (3) a USA air pollution example; (4) the types and approaches of land agencies and organizations; and (5) some alternative governance structures.

The Greater Barcelona Region is introduced as a case study of planning where natural systems and their human uses are a major objective, and where principles from diverse fields are meshed with the specific spatial patterns of the region. Five big items are emphasized: nature, food, water, built systems, and built areas. Diverse and novel solutions, many with a landscape and regional ecology catalyst, are outlined.

Think globally, plan regionally, and then act locally. Each of us can choose a specific place or area of interest and leave a visible mark on the globe by making it better.

SESSIONE 1

GOVERNANCE E COEVOLUZIONE DEI SISTEMI PAESISTICI

VISIONI DI *INSIDERS* ED *OUTSIDERS* COME CONTRIBUTO ALLA *GOVERNANCE* DEL PAESAGGIO

F. Balletti, S. Soppa

Dipartimento Polis – Facoltà di Architettura di Genova - Stradone S. Agostino, 36 – 16100 Genova, balletti@arch.unige.it; soppa@arch.unige.it

---

Insiders* and *outsiders* visions as a contribution for the landscape *governance
The contribution intends to deepen certain aspects relating to the governance of the landscape: the theoretical discussion that is developing in support of the theme; the implications and proactive contributions it can make on the government of the territory; the operational impact that can be proposed and planned in a case-study. It is assumed as precondition that the landscape – in the definition declined by the European Landscaper Convention - deals with governance when it is called upon to protect, enhance or rebuild interconnections between socially constructed spaces and the "natural" condition of places. The landscape, ecologically related both to nature and to socio-cultural processes related to the construction of places, is - as Pizziolo writes - a "happening" (space-time) that must be interpreted in its complexity and relationships that have given it. The landscape governance is linked to real problems, related to the specific characteristics of the territories and places, suggests new approaches to government and encourages new types of applied research (Görg 2007).
As part of the research conducted at the Polis Department, that developed attention to the prevailing human, the contribution intends to present some results and some chances of operational effectiveness in which the contribution of looking at landscape and forms of governance that can be activated, have given and can give new content to the land management and the related projects. The case-study is the Portofino Park and the various landscapes enclosed therein and stratified over time - from the traditional cared-landscape to the fragmentary-landscape which knowledge helps to outline scenarios of governance aimed at achieving the status of "shared-landscape". These landscapes, clear and legible in this study, include different social perceptions, insiders and outsiders, which tell different stories, visions and models of past, present and possible governance.

Abstract
Il contributo intende approfondire alcuni aspetti attinenti alla *governance* del paesaggio: la riflessione teorica che si sta sviluppando a supporto del tema; i risvolti applicativi e i contributi propositivi che essa può dare in merito al governo del territorio; le ricadute operative che possono essere proposte e programmate nell'ambito di un caso-studio.
E' assunto come presupposto che il paesaggio – nella definizione declinata dalla Convenzione Europea – si occupa di *governance* nel momento in cui è chiamato a tutelare, valorizzare o ricostruire le interconnessioni tra spazi costruiti socialmente e la "naturale" condizione dei luoghi. Il paesaggio, ecologicamente correlato sia alla natura sia ai processi socio-culturali relazionati alla costruzione dei luoghi, è - come scrive Pizziolo - un "accadimento" (spazio-temporale) che deve essere interpretato nella sua complessità e nelle relazioni che lo hanno determinato. La *governance* del paesaggio è allora legata a problemi concreti, riferiti alle specificità dei territori e dei luoghi, e

suggerisce nuove strategie di governo e stimola nuovi tipi di ricerca applicata (Görg 2007).
Nell'ambito dell'interesse delle ricerche condotte presso il Dipartimento Polis, che hanno sviluppato un'attenzione prevalente all'azione antropica, il contributo intende presentare alcuni risultati e alcune opportunità di efficacia operativa in cui l'apporto dello sguardo al paesaggio e alle forme di *governance* che esso può attivare, hanno dato e possono dare nuovi contenuti alla gestione del territorio e ai progetti proposti. Il caso-studio è il Parco di Portofino ed i diversi paesaggi in esso racchiusi e stratificati nel tempo - dal paesaggio-curato tradizionale al paesaggio-conflitto – la cui conoscenza contribuisce a delineare scenari di *governance* tesi a raggiungere la condizione di "paesaggio-condiviso". Questi paesaggi, ben presenti e leggibili nell'ambito di studio, sottendono diverse percezioni sociali, *insiders* ed *outsiders,* che raccontano diverse storie, visioni e modelli di *governance* passati, presenti e possibili.

La *governance* del paesaggio per il governo del territorio

La "dimensione paesaggio", alla luce della Convenzione Europea, sfida a rivedere i paradigmi della cultura contemporanea in termini di complessità, di integrazione, di collaborazione tra le diverse discipline che hanno per oggetto il territorio e la sua *governance*. Gli apparati concettuali, i metodi di conoscenza e di intervento messi a punto dalle diverse scuole - i naturalisti, i geografi, i sociologi, gli urbanisti - mostrano, infatti, scarsi livelli di coerenza e di possibilità di confronto e dialogo, evidenziando, di conseguenza, limiti nella possibilità di contribuire in termini qualitativi alla costruzione degli strumenti di gestione del territorio e dell'ambiente.

Un ruolo importante nel superamento delle visioni settoriali è stato offerto dalla *Landscape ecology* per la quale il paesaggio può essere definito come "una distinta, misurabile unità definita dai suoi riconoscibili e spazialmente ripetuti gruppi di ecosistemi interagenti, geomorfologie e regimi di disturbo" (Forman e Gordon 1986). L'obiettivo è quello che il paesaggio inteso come regno d'interazione umana e ambientale possa rappresentare il centro della futura ricerca sulla sostenibilità (Wascher 2000). Tuttavia, più recentemente, si è riconosciuto come l'approccio della *Landscape ecology* non sia completamente idoneo ad affrontare questa sfida e che i concetti delle scienze naturali devono essere trasformati per essere "politicamente" più rilevanti (Potshin, Haines-Young 2006).

Un contributo in tal senso deriva dalla prospettiva delle scienze sociali in cui è, invece, enfatizzata la componente culturale del paesaggio; al riguardo George Simmel ha sostenuto molto tempo fa che non è il carattere naturale che fa di un pezzo di terra un paesaggio, ma l'"atto mentale" dell'umanità. Per questo motivo la ricerca ha mostrato nuova attenzione verso l'approccio integrato tra natura e cultura (Whatmore 2002); sia le scienze sociali che quelle naturali (ecologia, studi del suolo e delle acque, ..) non sono, infatti, in grado da sole di formulare visioni integrate che invece appaiono imprescindibili (Antrop 2006). Abbracciando questa impostazione teorica, la *governance* del paesaggio si imposta allora sui seguenti presupposti (Gorg 2007):

- i paesaggi non esistono per sé stessi e non possono essere pianificati solo sulla base della loro naturalità. I paesaggi si confrontano con diverse forme di socializzazione della natura: dai paesaggi quasi naturali, come le riserve protette naturali (che non esistono comunque senza intervento umano), a varie forme di utilizzazione agricola, alle aree urbane o ai paesaggi di tipo industriale;

- i paesaggi sono quindi entità costituite socialmente. Questo comporta l'esistenza di due dimensioni: una formata praticamente attraverso processi socio-economici (agricoltura, traffico, insediamenti…) e l'altra composta dalla dimensione culturale che include anche la percezione simbolica (la bellezza, la tipicità, …);
- il paesaggio non è un'entità data e non può essere trattato attraverso una prospettiva che tenda all'inclusività e alla semplificazione; occorre invece tener conto di una pluralità di comprensioni del paesaggio, così come della molteplicità e dicotomia di interessi connessi ad un paesaggio;
- le forme sociali del paesaggio devono essere, di conseguenza, il punto di partenza per l'analisi e l'interpretazione dei luoghi, attraverso una collaborazione interdisciplinare che incorpori, in misura bilanciata, dimensioni culturali e percettive.

La *governance* del paesaggio non è principalmente indirizzata al mantenimento dei paesaggi naturali, né di quelli culturali, ma include il governo dei cambiamenti causati da fattori naturali o antropici. Questo comporta che le nozioni della dimensione culturale devono essere supportate dalla perspicacia delle scienze naturali in termini di ripercussioni concrete di esistenti o passate utilizzazioni; che la dimensione estetica gioca un ruolo importante illustrando e indicando che cosa stia accadendo di sbagliato nelle trasformazioni del paesaggio[5]; che l'attribuzione di un carattere normativo da parte degli attori in gioco a certi paesaggi è solo uno degli aspetti tra molti altri della *governance*. Questa visione parziale delle norme è stata efficacemente sottolineata da Gambino quando afferma che ciò che accomuna le leggi fondamentali che per decenni hanno orientato l'azione di tutela nel nostro paese, sembra essere l'idea che i valori estetici, come quelli storici o scientifici, potessero associarsi a precisi oggetti, ben circoscrivibili; l'idea quindi che il paesaggio possa essere tutelato salvaguardando un certo numero di cose in esso contenute, indipendentemente dai processi di significazione e dai sistemi di coerenze di cui fanno parte (Gambino 1997).

Queste brevi riflessioni di carattere teorico rimandano alle nuove responsabilità che la prospettiva del paesaggio richiede al governo del territorio e ai suoi strumenti di programmazione e di progetto. Ogni azione di trasformazione ha, infatti, la capacità di modificare il paesaggio, il quale risponde in termini positivi o negativi, rivelando il grado di compatibilità e la capacità di valorizzazione delle azioni compiute.

In questa prospettiva operativa delineare un modello di *governance* per il paesaggio significa:

- rendere esplicite e "collaborative" le politiche riferite ai diversi paesaggi riconosciuti, rapportandole ai caratteri, ai valori e alla velocità delle dinamiche di sviluppo;
- garantire la partecipazione alle decisioni, attraverso forme che variano a seconda della scala di intervento;
- monitorare l'attuazione delle progettualità e le trasformazioni del paesaggio, al fine di potere intervenire in tempo utile sugli aspetti critici o di aperto contrasto con gli orientamenti regionali.

Il modello da traguardare è centrato sulla costruzione di procedure e strumenti di piano e di progetto esito di un processo di dialogo e di interazione tra momenti e soggetti locali ed istituzionali distinti, ma, evidentemente, capace di salvaguardare la trasparenza e l'eticità delle decisioni; sulla selezione di forme di rappresentazione in

[5] Un interessante spunto di riflessione al riguardo viene dato da Cosgrove quando evidenzia che "Mentre l'esigenza della scienza mina in definitiva il fondamento puramente visivo su cui poggia l'idea di paesaggio, la scienza in qualche modo è essa stessa l'estensione di vedere il mondo da cui sono emersi il paesaggio e la prospettiva". Crf.: *Realtà sociale e paesaggio simbolico*, Milano, Unicopli, 1990, pag. 48.

parte diverse dai consueti repertori analitici, capaci di andare oltre la descrizione grafica di oggetti e fenomeni, per cogliere l'integrazione tra le diverse dimensioni, dello spazio e del tempo, che coesistono nel paesaggio locale e che consentono di interpretare le tendenze in atto e, nello stesso tempo, di dialogare con gli attori coinvolti; sull'attenzione costante alla dimensione storica, che permette di leggere e interpretare l'attuale configurazione dei luoghi come esito di un processo di lunga durata, del quale occorre cogliere permanenze e trasformazioni come premessa per l'individuazione di scenari futuri[6]; sull'opportunità di "esternalizzare", per quanto possibile, il processo di costruzione dell'identità del paesaggio, attraverso momenti di comunicazione e di informazione verso i soggetti che a diverso titolo sono coinvolti nelle scelte di assetto territoriale o ne subiscono gli effetti.

Il caso studio: l'area protetta di Portofino

Nell'ambito dell'interesse delle ricerche condotte presso il Dipartimento Polis, che hanno sviluppato un'attenzione prevalente all'azione antropica, si richiamano prioritariamente alcune riflessioni di Giacomini che, oltre ad evidenziare la necessità di tralasciare, nelle azioni di piano e di progetto, atteggiamenti di settorialità, di "gioco delle strutture volumetriche", di disaggregazione funzionale e di logiche prettamente afferenti alla crescita economica, rivendica, come crescente esigenza, "l'attenzione alle vicende storiche, umane che hanno inciso profondamente sulle forme e sui dinamismi del divenire degli ambienti terrestri, non solo nelle grandi linee, ma per ciò che riguarda ogni singolo caso, ogni singolo aspetto" (Giacomini 1983). Questa attenzione alla storia, o meglio ancora, al patrimonio territoriale come DNA culturale, è presente in autori che propongono diversi approcci disciplinari: in Magnaghi, quando afferma che "ogni ciclo di territorializzazione, riorganizzando e trasformando il territorio, accumula e deposita una propria sapienza ambientale, che arricchisce la conoscenza delle regole genetiche, contribuendo alla conservazione e alla riproduzione dell'identità territoriale attraverso le trasformazioni (distruttive e ricostruttive) indotte dalla peculiarità culturale del proprio progetto di insediamento" (Magnaghi 2000, p. 63); in Berque, che riconduce esplicitamente la storia al concetto di paesaggio, nel momento in cui dichiara che "il Paesaggio convoca e attiva (...) la memoria di tutte le nostre esperienze precedenti, non solo quelle, dirette, della nostra vita individuale, ma quelle, indirette, che la nostra cultura ci ha inculcato – cioè le esperienze di una società – così come quelle che, biologicamente, sono iscritte nel nostro apparato sensoriale – cioè l'esperienza della specie umana" (Berque, 1995, p. 32); in Lanzani, per il quale la storia è riferita espressamente alla necessità di "fare progetto", quando dichiara la necessità di "fare del legame con il paesaggio ereditato la ragione di un "diverso" sviluppo" (Lanzani 2003, p. 222).

L'opportunità dell'applicazione di questa prospettiva è data dall'approfondimento di studi relativi al Parco di Portofino. Nel territorio del caso-studio giocano un ruolo rilevante, nel processo di costruzione degli scenari di progetto e di *governance*, sia il riconoscimento dei valori identitari locali come esito di stratificazioni di segni e memorie

[6] L'idea che l'opzione conservativa sia contrapposta ad ogni opzione di sviluppo sta cedendo sempre più all'idea che la conservazione costituisca la faccia emergente dell'innovazione per la società contemporanea, che ogni autentica innovazione comporti l'arricchimento continuo del patrimonio di valori lentamente sedimentato nel passato e che simmetricamente non possa darsi autentica conservazione senza la produzione di nuovi valori. Cfr.: R. Gambino, I paesaggi dell'identità europea, Politecnico di Torino, Prolusione all'Anno accademico 2003-2004.

selezionati dal tempo che intrecciano componenti naturali ed antropiche, sia la consapevolezza delle diverse percezioni dello stesso paesaggio di *insiders* e *outsiders*. Infatti, pur con una diversa intensità, sono ancora presenti testimonianze di significati e di valori che lo hanno attraversato dal medioevo, dall'antico regime fino all'età contemporanea; in altri termini, sono riconoscibili gli esiti dei "quadri di vita" che hanno dato forma al territorio. Il ricorso alla "dimensione paesaggio", come sopra richiamato, permette di cogliere le relazioni concrete tra spazio e società, facendo emergere gli aspetti salienti utili al governo delle inevitabili trasformazioni.

Si sono identificati, così, per il Promontorio di Portofino diversi paesaggi che testimoniano in modo emblematico l'evoluzione, non sempre di segno positivo, nel rapporto tra uomo e spazio naturale:

- il *paesaggio curato* dagli abitanti e modellato seguendo le esigenze sociali ed economiche strettamente legate al sostentamento: un paesaggio caratterizzato da complesse relazioni tra il patrimonio costruito, gli usi del suolo, i condizionamenti fisici e il riconoscimento collettivo di valore dell'ambiente naturale. Si tratta di un paesaggio che resta immutato, attraverso rigide regole di uso del suolo per tutto il medioevo e in cui la lentezza delle società tradizionali consente all'uomo di assecondare i ritmi della natura. Il disegno dello spazio, le gerarchie tra insediamenti, i terreni coltivati, i luoghi di culto sono chiari, definiti, stabili. A questa fase appartiene la prima "norma condivisa" di tutela del patrimonio territoriale: uno statuto di fine quattrocento che conferma la validità di più antiche norme non meglio specificate e nel quale si stabiliscono regole per il pascolo e l'uso della legna delle diverse comunità che abitano il Promontorio, regole che tutti accettano nella consapevolezza che solo preservando il territorio potrà permanere una fonte di sostentamento essenziale.
- il *paesaggio edonistico*, che si afferma nell'Ottocento quando questi luoghi sono scoperti ed apprezzati per i loro aspetti climatici e paesaggistici dai viaggiatori romantici. Il territorio comincia ad essere trasformato con la costruzione di ville contornate da ampi giardini e delle prime strutture alberghiere, implicando l'introduzione di comportamenti, abitudini e valori propri della classe cittadina elitaria. Nei centri costieri si assiste al passaggio da una condizione in cui erano ancora predominanti la condivisione dei valori, i saperi locali, la rilevanza della collettività e del vicinato, ad una situazione in cui diventano prevalenti modelli di vita esterni e le esigenze dei fruitori in luogo di quelle degli abitanti; nelle zone più interne si evidenzia sempre più la crisi del modello agricolo, attraverso fenomeni di abbandono e spostamenti della popolazione locale verso i contigui e più ricchi insediamenti costieri. L'apprezzamento delle risorse naturali del territorio passa in secondo piano e si impone una immagine di natura riposante ed accogliente, nella quale la fatica del contadino e del pescatore non ha più spazio.
- il *paesaggio tutelato* per legge. Il pericolo di snaturamento e di perdita dell'identità dei luoghi, insito nei mutamenti che caratterizzano l'Ottocento, è già avvertito nel primo trentennio del Novecento da parte di quella stessa *élite* che era stata artefice del cambiamento. L'istituzione, nel 1935, di un Ente per la protezione del Promontorio conferma l'affermarsi della concezione di *paesaggio tutelato*, in cui il mantenimento e la salvaguardia dell'ambiente naturale sono prevalenti rispetto alle esigenze della popolazione locale. Prende avvio lo scontro tra interessi di classi sociali aventi una differente percezione del territorio: da un lato, quella di chi, con motivazioni di carattere scientifico o estetico, difende l'integrità del paesaggio, dall'altro, quella prettamente elitaria, interessata a ridurre la fruizione collettiva del bene per il proprio godimento (economico e ludico); dall'altro ancora, quella degli abitanti, che rivendicano il diritto ad

utilizzare il territorio senza vincoli e divieti, secondo modelli urbani che si stanno affermando all'esterno del territorio vincolato del Promontorio;

- il *paesaggio conflitto*. Sebbene il territorio sia stato oggetto di continue attenzioni legislative volte alla sua tutela fino a giungere, alla fine degli anni Settanta, all'istituzione dell'area protetta di Portofino, negli anni Ottanta sono ineludibili i processi di trasformazione che lo hanno ugualmente riguardato e che si sono concretizzati in azioni spesso incongrue rispetto ai valori riconosciuti che ne avevano decretato la tutela: parcellizzazione proprietaria delle porzioni più appetibili, presenza di numerose società immobiliari proprietarie di ampie parti del promontorio, inaccessibilità a proprietà private di grande interesse collettivo, tentativi di condurre operazioni finanziarie di carattere speculativo. Nello stesso tempo, si rafforza il processo di abbandono delle colture ed il degrado del patrimonio naturale come conseguenza della politica di tutela passiva condotta dall'Ente di protezione che non è stato in grado di ottenere il consenso degli abitanti. Diventa manifesto il radicamento di forti tensioni politico-sociali che impediscono l'impostazione di una gestione corretta ed efficace dell'area: ogni singolo attore rivendica, a fronte di una personale visione del territorio, l'opportunità di un uso individuale;
- il *paesaggio regolamentato*. Mentre crescono i problemi della perdita di valori identitari, materiali ed immateriali, e dell'impoverimento della stessa risorsa naturale, tra la fine degli anni Novanta e l'inizio del nuovo secolo prende avvio una nuova fase, di regolamentazione istituzionale, che cerca di traguardare una stabilità nella gestione del conflitto di questo territorio attraverso la ridefinizione dei confini dell'area protetta[7], l'approvazione dello strumento del Piano del parco (giugno 2002) e di otto Regolamenti[8], volti a definire un complesso "interdisciplinare" di regole e strumenti di gestione. Le norme cercano di arginare il cambiamento, finendo col salvaguardare valori di immagine: il territorio boschivo non più utilizzato dalla popolazione locale e che richiederebbe enormi risorse per essere ricondotto alle condizioni che ne avevano determinato la tutela, è disciplinato soprattutto per la prevenzione del rischio incendi; le aree agricole si riducono e cambiano significato tendendo ad essere considerate giardino;
- il paesaggio *frammentato*. E', oggi, esplicito il contrasto tra differenti percezioni del territorio da parte di una pluralità sempre più variegata di soggetti - tra residenti, abitanti delle seconde case, turisti, ambientalisti, amministratori locali e sovralocali - che evidenzia la mancanza di valori culturali comuni che possano costituire una base di forte condivisione delle azioni di valorizzazione del territorio. Il "paesaggio" è considerato prevalentemente nella sua dimensione estetica, come memoria di luoghi passati o simulazione pubblicitaria di paesaggi ideali. La popolazione locale manifesta attese soprattutto di tipo personalistico e mancanza di interesse verso la propria cultura e il proprio patrimonio materiale; essa, infatti, vende e fraziona i suoi beni, li vive come rendita, trascura sempre di più il rapporto diretto con la terra, a testimonianza del fatto che gli investimenti affettivi, percettivi, culturali passano in secondo piano rispetto a

[7] La conflittualità tra le diverse posizioni in gioco è superata dal ricorso ad una legge regionale che riconduce la superficie del Parco a quella del 1935, epoca in cui era stato istituito il primo Ente di tutela, affiancandola ad un'area contigua, anch'essa ridimensionata rispetto alla legge quadro regionale sulle aree protette ligure del 1977.

[8] Regolamento per la riqualificazione del patrimonio edilizio, degli interventi sulla vegetazione, delle acque e sorgenti, per l'accessibilità, per le attività agricole, faunistico, di fruizione, per la tutela ambientale, dei litorali e delle attrezzature per la balneazione.

quelli economici. In questi ultimi anni si è andata affermando l'acquisizione di un nuovo ruolo dagli abitanti delle seconde case; essi hanno consolidato la loro presenza nel territorio protetto e stanno promuovendo iniziative a sostegno della conservazione e della valorizzazione dei caratteri locali, determinanti anche per il mantenimento dei valori patrimoniali.

Si fa sempre più evidente la divaricazione della percezione simbolica di questo territorio: mentre i suoi valori sociali e culturali divengono universalistici e il Parco assume il ruolo di metafora di un ambiente dove il rapporto tra uomo e natura è rispettato, al suo interno le valenze che ne hanno determinato la protezione si affievoliscono; usi, funzioni, relazioni che ne avevano configurato la particolare identità si trasformano, senza che a questi se ne sostituiscano di altrettanto rispettosi dei luoghi. Al venir meno di sollecitazioni etiche e di responsabilizzazioni comuni, anche il rapporto tra gli attori coinvolti muta, frammentandosi in tanti diversi comportamenti che appaiono sempre più difficili da ricondurre verso la predisposizione di uno scenario di sviluppo, di trasformazione e di gestione sufficientemente condiviso.

Il paesaggio antropizzato, come si evince dallo schema metodologico sopra descritto, è stato studiato secondo due linee di indagine parallele: il sistema storico antropico e il sistema normativo istituzionale, che hanno come comune denominatore l'attenzione verso l'agire collettivo nei confronti del proprio ambiente di vita. Se il primo aspetto ha permesso di evidenziare, avvalendosi di ricerche sulle fonti materiali e documentali insieme, quanto e come l'uomo abbia, nelle diverse fasi della storia, manipolato il territorio per assoggettarlo alle proprie esigenze; il secondo aspetto ha permesso di conoscere gli esiti delle prescrizioni istituzionali sul territorio in termini di trasformazioni fisiche; nonché di individuare quali disposizioni normative generali abbiano carattere di uniformità e compatibilità con il territorio a parco.

A partire da questa costruzione della conoscenza si è cercato di ragionare ulteriormente su quale *governance* poteva essere attivata per un "paesaggio condiviso" e, soprattutto, a quali strumenti si poteva fare riferimento. Questa successiva riflessione riveste particolare importanza per il progetto di paesaggio; se, infatti, l'attenzione al paesaggio ha permesso di evidenziare, conoscere ed interpretare i punti di rottura nella gestione millenaria del territorio e di ricostruire il quadro dei soggetti coinvolti e le motivazioni dei profondi cambiamenti a cui sono stati sottoposti i luoghi, altrettanto importante è il momento propositivo, che porta all'operatività per la valorizzazione del paesaggio; la *governance* del paesaggio è, infatti, legata a problemi concreti, riferiti alle specificità dei territori e dei luoghi, e suggerisce nuove strategie di governo e stimola nuovi tipi di ricerca applicata (Görg 2007).

Nell'ambito delle ricerche sulla rappresentazione identitaria del territorio (Magnaghi 2005) è stata così sperimentata la redazione di "mappe identitarie" per il Promontorio di Portofino; il progetto consiste nell'elaborazione di mappe di sintesi dei valori, risorse naturali e antropiche del territorio a parco al fine di comunicare in modo immediato i caratteri identitari che rendono questo luogo unico, nonché di restituire consapevolezza, negli abitanti e nelle istituzioni coinvolte, verso il loro patrimonio culturale territoriale. L'obiettivo è quello di fornire una maggiore e condivisa conoscenza del patrimonio locale, imparare a leggere ed apprezzare le diversità, costruire il senso di appartenenza e comprendere la ricchezza dei valori sedimentati del luogo di cui si fa parte. Le Mappe prototipe (Fig. 1), realizzate fino a questo momento attraverso conoscenze che derivano soprattutto dal "sapere tecnico", utilizzano un linguaggio semplice e comunicativo allo scopo di riuscire ad elaborare (presso le scuole, le associazioni, …) altre mappe capaci

di attivare una "conoscenza profonda" del territorio nell'ottica di una *governance* sempre più allargata e condivisa capace di affrontare coscientemente gli inevitabili processi di trasformazione[9].

Fig. 1 – Elaborazione di una mappa identitaria per il Promontorio di Portofino.

Riferimenti bibliografici

Antrop M. (2006) Sustainable landscapes: contradiction, fiction or utopia? *Landscape and Urban Planning*, **75** (3-4): 187–197.
Balducci A. (2001) *La partecipazione nel contesto delle nuove politiche urbane*, Edizioni Ambiente, Milano.
Balletti F. & Soppa S. (2005) *Paesaggio in evoluzione. Identificazione, interpretazione, progetto*, FrancoAngeli, Milano.
Bateson G. (1984) *Mente e natura*, Adelphi, Milano.
Berque A. (1995) *Les raisons du paysage*, Hazan, Parigi.
Bonesio L. (1997) *Geofilosofia del paesaggio*, Mimesis, Milano.
Clementi A. (ed), (2002) *Interpretazioni di paesaggio,* Meltemi, Roma.
Cosgrove D. (1990), *Realtà sociale e paesaggio simbolico*, Unicopli, Milano.
Donadieu P. (2002) *La Société paysagiste*, Actes Sud/ENSP, Arles.
Fabbri P. (2007) *Principi ecologici per la progettazione del paesaggio*, FrancoAngeli, Milano.

[9] Per approfondimenti su questo tema si rimanda a: Per una rappresentazione condivisa dei luoghi: dalle "Parish map" alle "mappe identitarie" (*a cura di F.Balletti*), in Urbanistica n. 131/2006.

Farina A. (2006) *Il paesaggio cognitivo*. *Una nuova entità ecologica,* FrancoAngeli, Milano.
Fischer F. (2000), *Citizens, experts, and the environment: The politics of local knowledge*, Duke University Press, London.
Forman R.T.T. & Godron M. (1986) *Landscape ecology*, John Wiley & Sons, New York.
Gambino R. (1997) *Conservare innovare*, Utet libreria, Torino.
Gambino R. (2003) *I paesaggi dell'identità europea,* Politecnico di Torino, Prolusione all'Anno accademico 2003-2004 (online available).
Giacomini V. (1983) *La rivoluzione tolemaica. Raccolta di scritti sul rapporto fra uomo e natura a cura di Valerio Romani con la bibliografia completa dell'autore*, La Scuola, Brescia.
Gibson J.J. (1986) *The ecological approach to the visual perspection*, Erlbaum, London.
Görg C. (2007) Landscape governance. The "politics of scale" and the "natural" conditions of places. *Geoforum* **38:** 954-966.
Lanzani A. (2003) I paesaggi italiani, Meltemi, Roma.
Le Lannou M. (1967) *Déménagement du territoire*, Seul, Paris.
Magnaghi A. (2000) *Il progetto locale*, Bollati Boringhieri, Torino.
Magnaghi A. (ed), (2005) *La rappresentazione identitaria del territorio: atlanti, codici, figure, paradigmi per il progetto locale*, Alinea, Firenze.
Pizziolo G. (2001) Relazione introduttiva alla Giornata di Studio "Una nuova dimensione europea del paesaggio. La percezione sociale del paesaggio e i paesaggi partecipati", Parco Mediceo di Pratolino, Vaglia (Firenze), 19 Ottobre.
Pizziolo G. & Micarelli R. (2003) *Dai margini del caos. L'ecologia del progettare*, Alinea, Firenze.
Potshin M., Haines-Young R. (2006) "Rio+10", sustainability sciente and Lanscape Ecology. *Lanscape and urban planning* **75** (3-4): 167-174
Raffestin C. (2005) *Dalla nostalgia del territorio al desiderio di paesaggio. Elementi per una teoria del paesaggio*, Alinea, Firenze.
Simmel G. (1988) *La tragédie de la culture et autre essays*, Edition Rivages, Paris.
Turco A. (2002) *Paesaggio: pratiche, linguaggi, mondi*, DIABASIS, Reggio Calabria.
Turri E. (2004) *Il paesaggio e il silenzio*, Marsilio, Venezia.
Wascher D.M. (ed), (2000) *Proceedings of European Workshop on Landscape Assessment as a Policy Tool*, European Centre for Nature Conservation and The Countryside Agency, Tilburg, Cheltenham.
Whatmore S. (2002) *Hybrid Geographies*. London, Sage.
Young O. (2006) Vertical interplay among scale dependent environmental and resource regimes. *Ecology and Society* **11** (online available).

LA VALUTAZIONE PATRIMONIALE DELLE RISORSE TERRITORIALI E PAESAGGISTICHE: VERSO LA DEFINIZIONE DI REGOLE STATUTARIE PER LE TRASFORMAZIONI*

M. Carta[1], F. Lucchesi [1]

[1] Laboratorio per la Rappresentazione Identitaria e Statutaria del Territorio (LaRIST), DUPT, Università di Firenze, Via Micheli 2, 50121 Firenze. (massimo.carta@unifi.it; fabio.lucchesi@unifi.it)

Assessment of landscape heritage: towards participated rules in implementing changes
The new planning instruments require a thorough description of the identity of places over time. Our experience shows the usefulness of a multidisciplinary approach to this issue, including the time dimension in the description of geographical features, and a new role of cartographic visualization in implementing landscape planning.

Abstract
I nuovi strumenti di pianificazione richiedono una buona capacità di descrivere l'identità di lungo periodo dei luoghi. L'esperienza presentata mostra l'utilità di un approccio multidisciplinare, dell'allargamento della descrizione alla dimensione temporale degli elementi e del rinnovamento degli strumenti della rappresentazione cartografica nella definizione delle politiche di regolazione paesaggistica.

Introduzione

Recenti innovazioni negli strumenti di governo del territorio e del paesaggio offrono nozioni e modelli interpretativi di grande potenzialità, ma che necessitano una migliore specificazione. Si vuol fare riferimento in queste pagine a due temi emergenti, qui presentati con la terminologia usata dalla legislazione regionale toscana, ma presenti in molti contesti analoghi. Il primo riguarda le modalità di definizione delle *invarianti strutturali*, ovvero del livello di qualità territoriale minimo, definibile attraverso la interpretazione della identità dei luoghi, che ogni trasformazione deve riconoscere e mettere in valore. Il secondo tema riguarda le modalità di costruzione formale dello "statuto del territorio", ovvero di uno strumento capace di mettere in relazione l'identità territoriale con processi aperti in cui siano definite regole condivise di trasformazione nel territorio.

Un fertile campo di ricerca

Il quadro delle tecniche analitiche connesse alle pratiche istituzionali di governo del territorio e delle sue modificazioni ha subito profonde innovazioni nell'ultimo decennio. Le legislazioni regionali hanno assunto molti dei temi sollecitati dal dibattito disciplinare nei campi dell'urbanistica, della pianificazione territoriale, ambientale e paesaggistica,

* Il contributo è frutto di una riflessione comune ai due autori; tuttavia, le sezioni prima e seconda sono state curate da Massimo Carta, le sezioni terza, quarta e quinta da Fabio Lucchesi.

riprendendone concetti emergenti e parole chiave[10]. La vicenda della Regione Toscana è in questo senso esemplare. Una prima legge regionale sul "governo del territorio" risale al 1995. Dopo un decennio di sperimentazione e di dibattito accademico, professionale e politico, è stata approvata, nel gennaio del 2005, una nuova legge in cui non è difficile leggere i segni di un rovesciamento dei paradigmi culturali che orientano le azioni di gestione e di trasformazione del territorio. Fino ad un passato recente è la *domanda* dei bisogni e delle necessità antropiche l'elemento preminente chiamato a definire gli obiettivi dell'azione di pianificazione; a quella domanda il territorio offre (deve offrire) la propria disponibilità. Secondo quanto definito dalla legge toscana, è viceversa "l'identità dei luoghi" a consentire "l'individuazione (…) delle regole di insediamento e trasformazione del territorio"[11]. Nel nuovo paradigma è dunque il *territorio esistente*, la sua *offerta* di sedimenti di sapienza insediativa e di equilibrio ambientale, il suo *tempo* sedimentato nei paesaggi, a condizionare la domanda di cambiamento. Consegue a questo rovesciamento lo spostamento del tema centrale delle prassi descrittive e analitiche: non si tratta più, soltanto, di disporre di strumenti tecnici, quanto più accurati sia possibile, per valutare l'efficienza della dotazione territoriale rispetto al soddisfacimento della domanda delle necessità antropiche; né di costruire tecniche predittive dei fabbisogni potenziali futuri. Il problema prioritario diventa semmai la capacità degli strumenti analitici e delle pratiche operative di descrivere l'identità dei luoghi; e di individuare, per lo meno dove siano ancora vivi e leggibili, i modi per perpetuare il repertorio di regole e di principi di relazione virtuosa tra azione antropica e ambiente che li definisce.

Date queste premesse, sembrano evidenziarsi due linee essenziali di ricerca. Una prima direzione riguarda la costruzione tecnica di una nuova *descrittiva territoriale*, in quanto capace di una visione integrata del patrimonio delle identità locali, sia naturali, sia antropiche. Questa linea di ricerca ha una diretta implicazione nei criteri di costruzione tecnica dei quadri conoscitivi funzionali alla pianificazione, a cui il nuovo paradigma richiede la capacità di costruzione di sintesi interpretative orientate nel senso sopra descritto. L'apertura della descrizione al tempo delle dinamiche evolutive, l'integrazione dei diversi saperi disciplinari nei sistemi informativi istituzionali sono innovazioni essenziali che debbono convivere con la capacità di trasformare l'informazione in conoscenza, in qualche caso rivelazione, dei caratteri della identità locale. Secondo questa impostazione, i dati informativi non debbono accumularsi in cassetti separati dell'archivio, ma devono essere disponibili a intersecarsi lungo livelli progressivi di sintesi interpretative, confluendo in elaborati innovativi come gli Atlanti e le carte del patrimonio, che saranno più diffusamente descritti in seguito.

Una seconda linea di ricerca riguarda la relazione tra la nuova descrittiva territoriale e la predisposizione di strategie e azioni di trasformazione coerenti con il repertorio di regole identitarie individuato da tali descrizioni. Questo secondo aspetto è connesso in misura minore alla natura e agli esiti degli strumenti ricognitivi e ha implicazioni più dirette sulla architettura istituzionale degli strumenti di pianificazione. Nella legislazione toscana il rapporto tra descrizione patrimoniale e costruzione strategica del piano è risolta tramite l'istituzione del cosiddetto "statuto del territorio", ossia di uno strumento regolativo capace di "assumere e ricomprendere" gli elementi cardine dell'identità dei luoghi e di influire nella "definizione degli obiettivi, degli indirizzi e delle azioni progettuali

[10] Va precisato che questo trasferimento dalla letteratura scientifica ai testi legislativi non ha potuto evitare completamente il rischio di generare alcune ambiguità.
[11] LR Toscana n. 1/2005, titolo I, capo I, Art.5, comma 2

strategiche"[12]. Occorre qui precisare che un decennio di sperimentazioni non è riuscito a definire con chiarezza sufficiente i termini in cui il riconoscimento dell'identità locale possa sostantivamente *influire* sulla determinazione delle scelte di trasformazione. Senza poter ripercorrere in questa circostanza la varietà delle posizioni in campo, occorre tuttavia riferire in quali termini la riflessione qui svolta proponga di interpretare la relazione descritta tra descrizione di stato e visione del futuro. Qui si assume che la pratica della descrizione dell'identità locale agisca su un terreno svincolato dalla necessità di determinare *immediatamente* un esito negli strumenti di pianificazione, e si propone di arricchire, viceversa, attraverso la comunicazione pubblica dell'informazione territoriale, un processo di "crescita di consapevolezza" della comunità abitante relativamente alle implicazioni reciproche e ai legami tra la determinazione delle scelte di trasformazione e il destino del patrimonio dell'identità locale. Con queste premesse, la riflessione presentata in queste pagine ha fatto conseguire la sperimentazione di tecniche di rappresentazione della "figura territoriale", ossia della struttura territoriale persistente nella lunga durata dei processi di trasformazione.

Gli Atlanti e le carte del patrimonio

La ricerca sui temi dell'elaborazione di quadri conoscitivi orientati ed organizzati con logiche *territorialiste*[13] (Magnaghi, 2001; Magnaghi, 2005) coinvolge da tempo i componenti del LaRIST, impegnati sui temi della redazione di "Atlanti" del patrimonio territoriale attenti alla dimensione identitaria dei contesti locali. Questi elaborati si fondano operativamente su applicazioni mirate delle tecnologie dell'informazione geografica e rinnovano le procedure di costruzione delle descrizioni territoriali applicando l'intersezione complessa di strati informativi formalizzati. Come già accennato, l'impostazione *territorialista*, caratteristica dell'approccio del gruppo di lavoro, impone come primo obiettivo una diversa attenzione alla dimensione temporale della conoscenza territoriale affinché le variazioni e le persistenze nelle dinamiche di trasformazione degli assetti fisici dei contesti locali possano essere rappresentati e interpretati nel corso delle varie fasi dell'azione disciplinare: dalla costruzione dei quadri conoscitivi alla determinazione degli indirizzi progettuali. Un secondo obiettivo, che tenteremo di approfondire più avanti, riguarda la centralità dell'indagine e della rappresentazione delle regole statutarie (ossia fondate su un riconoscimento sociale condiviso) che rendano compiutamente sostenibili, in un ampio spettro di significato, le scelte di governo e di trasformazione del territorio[14]. La comunicabilità dei vari materiali elaborati nel corso delle ricerche disciplinari diviene da questo punto di vista un fattore essenziale, che entra a far parte a pieno titolo del processo di mutuo arricchimento informativo e di confronto con la comunità abitante, rendendo possibili efficaci feedback.

L'Atlante del Patrimonio Territoriale è allora, in sintesi, una raccolta orientata di materiali testuali, grafici e cartografici capace di evidenziare l'identità territoriale durevole, ossia il deposito di regole virtuose leggibili nelle dinamiche evolutive delle relazioni tra ambiente e assetti insediativi. Un Atlante è organizzato tecnicamente

[12] LR Toscana n. 1/2005, titolo I, capo I, Art.5, comma 3

[13] L'aggettivo "territorialista" fa riferimento al lavoro teorico di Alberto Magnaghi e di un gruppo di ricercatori impegnati da anni nella definizione di un nuovo paradigma di pianificazione fondato sul riconoscimento della centralità delle identità territoriali nella definizione delle strategie, dei piani e dei progetti della trasformazione

[14] Su questi obiettivi si fonda la collaborazione tra il LaRIST e il Circondario Empolese, con il quale è in atto una collaborazione finalizzata alla costruzione di un Atlante del Patrimonio Territoriale (Lucchesi *et al*. 2005); la ricerca è coordinata da Alberto Magnaghi.

secondo i livelli di un Sistema Informativo Territorialista[15], costruito preliminarmente nel dialogo tra i diversi saperi tecnici ed è destinato ad uscire dai gruppi ristretti dei tecnici analisti e dei decisori, per raggiungere i tanti circuiti della comunicazione pubblica e pervenire a diverse forme di pubblicazione: mostre, editoria tradizionale, editoria elettronica, web. Questa circolazione ha lo scopo di costruire un'azione di comunicazione attiva e sperabilmente interattiva, attraverso la quale possano costruirsi processi pubblici di crescita di attenzione rispetto ai fatti territoriali; possa costruirsi un deposito condiviso di valori, preliminare alla determinazione di ogni azione di trasformazione territoriale. Questi punti sono racchiusi, ad esempio, nell'esperienza dell'Atlante del Patrimonio Territoriale del Circondario Empolese-Valdelsa[16], seppure maturata in una circostanza non strettamente legata ad azioni di pianificazione istituzionale. In questa circostanza, l'Atlante del patrimonio territoriale si è configurato come un'iniziativa orientata a due scopi essenziali. Da una parte, costruire una conoscenza dettagliata del patrimonio territoriale e ambientale del territorio empolese sperimentando i metodi innovativi di costruzione di sistemi informativi territoriali poco sopra sintetizzati[17]. Dall'altra, costruire rappresentazioni cartografiche di sintesi degli elementi caratterizzanti il patrimonio; tali rappresentazioni sono destinate sia ai decisori, sia agli abitanti, sia ai visitatori "consapevoli" del circondario. In particolare, l'Atlante Patrimoniale del circondario empolese si struttura in quattro parti, delle quali pare utile in questa sede proporre una breve sintesi.

La prima sezione in cui si articola l'Atlante (*descrizione analitica*) è costituita da un inquadramento territoriale del Circondario all'interno del contesto toscano, analizzato nei suoi aspetti paesistici, ambientali e socioeconomici, nonché da alcuni tematismi informativi relativamente "puri", ossia non ancora disposti in interrelazioni reciproca. Essi sono afferenti agli aspetti geomorfologici (il modello strutturale geologico), ambientali (gli elementi della rete ecologica), insediativi e socio-economici (crescita urbana, uso del suolo). Rappresentano quindi gli "strati di base" del sistema informativo dell'Atlante del Patrimonio.

La seconda sezione (*descrizione di sintesi*) contiene alcuni esempi di rappresentazioni (morfologica, ambientale, insediativa e socio-economica), riferiti all'intero territorio del Circondario, costruite in base al confronto e alle valutazioni interpretative dei tematismi prodotti nella prima fase di descrizione analitica. Essa si svolge nel tentativo di individuare e rappresentare *sistemi*: morfologici, ambientali, antropici, paesaggistici.

Nella terza sezione (*rappresentazione patrimoniale*) sono riportati alcuni esempi di patrimonio ambientale, territoriale e socio-economico, risultato delle valutazioni analitiche e di sintesi operate nelle prime fasi. Gli esempi per ogni famiglia patrimoniale sono riferiti in alcuni casi all'intero territorio del Circondario (Patrimonio Territoriale/Paesistico, Patrimonio Socioeconomico), in altri casi ad ambiti o aspetti specifici del territorio, in questo caso trattati in apposite *monografie patrimoniali* (ovvero approfondimenti di natura patrimoniale rispetto a luoghi o a temi).

La quarta ed ultima sezione (*regole statutarie*) illustra un esempio metodologico del processo di formazione delle regole di governo del territorio. In esso è schematizzato il

[15] Su questa locuzione, si confronti Carta e Lucchesi (2004)
[16] Consultabile all'indirizzo web www.unifi.it/atlante
[17] Questa esperienza si è svolta in diretto contatto con l'Ufficio del Sistema Informativo Territoriale del Circondario; ciò ha permesso una verifica immediata dell'applicabilità delle innovazioni in un contesto operativo istituzionale.

percorso che, dalle fasi conoscitive di descrizione di sintesi e di descrizione dei caratteri costitutivi del patrimonio, giunge alla redazione del *corpus* delle regole di riproducibilità della qualità territoriale.

Come è evidente, l'Atlante raccoglie e integra informazioni di natura differente, ponendo tra i propri obiettivi l'indagine delle dinamiche evolutive diacroniche. Nello specifico contesto del Circondario Empolese, ad esempio, la raccolta di informazioni relative alle dinamiche evolutive del territorio è stata orientata al riconoscimento delle forme resistenti del paesaggio agrario e dell'organizzazione insediativa, considerate fondamentali verifiche di sostenibilità degli assetti antropici. Con questi obiettivi sono state prodotte informazioni topografiche e tematiche relative a stati trascorsi della organizzazione territoriale. Sono state raccolte cartografie storiche a piccola scala (produzione storica IGM) e a grande scala (catasti preunitari); sono stati collazionati i documenti fotografici e aerofotografici più utili a ricostruire le variazioni degli assetti insediativi e colturali. Le informazioni depositate sono state trascritte infine in forme tecniche tali da garantire una efficace comparabilità dei dati storici rispetto a quelli attuali. Nel corso della collaborazione alla costruzione del SIT istituzionale del Circondario, il gruppo di lavoro si è applicato ad esempio al trattamento dei fotogrammi del Volo GAI[18], relativi all'estensione del territorio del Circondario, nel tentativo di documentare e riconoscere la struttura persistente degli assetti territoriali.

Gli obiettivi previsti nel trattamento di tale materiale, conformemente alle premesse sopra citate, hanno dunque riguardato in primo luogo l'ottimizzazione delle condizioni di fruibilità del documento per l'uso in studi relativi alle dinamiche di persistenza e di trasformazione degli insediamenti e dei segni del territorio aperto, e in secondo luogo il miglioramento delle condizioni di accessibilità pubblica al documento e al suo significato, sia nel campo costituito dalle strutture tecniche delle amministrazioni e dei professionisti abilitati, sia negli ambiti frequentati dai decisori politici, dalla comunità abitante e in generale dal più vasto pubblico interessato al patrimonio territoriale dei contesti descritti. In particolare questo obiettivo ha comportato la costruzione di una interfaccia di consultazione capace di consentire con semplicità il confronto del documento storico con riprese recenti, al fine di rendere evidenti e comprensibili l'entità e la qualità delle trasformazioni territoriali e paesaggistiche intercorse.

La figura territoriale e la sua relazione con gli strumenti di pianificazione

L'Atlante assume la nozione di figura territoriale come rappresentazione della *regola territoriale di lunga durata* in un ambito geografico determinato. Costituiscono fondamenti della *figura territoriale* fattori di natura diversa e profondamente interrelati: il dato geomorfologico, l'esposizione dei versanti, la copertura vegetale, la struttura sociale di lungo periodo che ha espresso specifici assetti colturali, specifiche strutture della maglia agraria e specifiche forme insediative. La figura territoriale si esprime in ambiti territoriali limitati − crinali, 'contadi', valli − dei quali la rappresentazione cartografica può mettere in evidenza la logica interna. In sintesi, la figura territoriale può essere dunque definita come l'insieme minimo di elementi relazionati capaci di strutturare il territorio. In un ambito geografico omogeneo può ripetersi con variazioni al mutare della struttura geologica, delle forme del rilievo, della rete idrografica.

18 Il Volo GAI (Gruppo Aerofotogrammetrico Italiano), ricognizione aerofotografica realizzata nel biennio 1954/55, rappresenta un documento culturale fondamentale per la conoscenza del territorio italiano, in quanto la data della ripresa nel nostro paese, la transizione da un assetto essenzialmente rurale alle condizioni della modernità.

Da un punto di vista operativo la figura territoriale si può considerare a pieno titolo una "invariante strutturale del territorio da sottoporre a tutela al fine di garantire lo sviluppo sostenibile"[19], così come sono definiti dalla legge regionale toscana gli elementi inquadrati nello "statuto del territorio". In questo senso, qui si avanza l'ipotesi che il concetto di figura territoriale possa essere utilmente recepito proprio come precisazione della nozione di *invariante* e come sua più nitida estensione alla scala territoriale, perché può condurre dalla esclusiva tutela di manufatti ed aree alla comprensione, alla conferma e allo sviluppo delle regole e delle relazioni secondo le quali il territorio stesso si è costituito nella lunga durata. Così delineata, la figura territoriale può costituire l'unità minima di intervento nella pianificazione territoriale sia ai fini della tutela che ai fini del progetto di nuovi interventi. Applicata alla figura territoriale, come sopra accennato, l'azione di tutela diventa propriamente *attiva*: non è più limitata al manufatto isolato ma si estende all'intero territorio, tendendo ad agire non solo sugli oggetti materiali, ma anche sulle regole insediative che hanno determinato il farsi del territorio stesso nel lungo periodo.

Per questa via la strategia di tutela confina e sfuma nel progetto della trasformazione, che si vuole indirizzare verso la conferma e l'esaltazione della regola territoriale di lunga durata. Queste regole comprendono, in una unità inscindibile, le modalità di localizzazione, costruzione e crescita dei centri urbani; la forma, i materiali e le tecniche di costruzione dell'architettura; i tipi di colture e i rapporti tra loro intercorrenti; il rapporto tra le colture e le aree boscate, e così via. Al fine del raggiungimento degli scopi sopra esposti, la figura territoriale tende a rappresentare il territorio in uno stato di equilibrio e completezza che può anche non essere mai esistito in un dato tempo; in questo caso il progetto si propone, come obiettivo strategico, la realizzazione stessa della figura territoriale.

L'informazione territoriale e le immagini

Per quanto sopra esposto, emerge l'importanza di porre una particolare attenzione all'interfaccia visuale degli esiti delle azioni descrittive e conoscitive. La scelta di una soluzione digitale, concepita come ipertesto da pubblicare su cd, o sulla rete internet, si è resa necessaria, nel caso della sperimentazione empolese, al fine di sperimentare una soluzione editoriale dai costi contenuti e potenzialmente disponibile a un pubblico ampio. Una precisa attenzione è stata comprensibilmente applicata alla produzione delle immagine cartografiche, la cui efficacia comunicativa doveva essere estesa anche alle competenze dei saperi comuni. D'altra parte tutti i dati utilizzati per comporre le mappe sono disponibili nella forma di un Sistema Informativo Territoriale, ovverosia sono organizzati come coperture tematiche o come selezioni interne a tali coperture. Ciò consente, per un fruitore tecnico, di ricostruire completamente il processo di produzione della mappa e i meccanismi di produzione delle coperture di base nonché delle strategie di *selezione* e di *vestizione*[20] utilizzati per i dati; i metadati utili per verificare il processo di produzione della mappa sono raggiungibili attraverso collegamenti disponibili nella pagina. Questa derivazione garantisce la piena tracciabilità dell'informazione depositata nell'immagine di sintesi, evitando il rischio di derive autoriali della rappresentazione.

Il rigore imposto alla tracciabilità dei processi di costruzione, tuttavia, non ha impedito di verificare la capacità della cartografia di farsi carico di una espressività comunicativa

[19] LR Toscana n. 1/2005, titolo I, capo I, Art.4, comma 1
[20] Per l'uso dei termini *selezione* e *vestizione* si rimanda a Lucchesi (2005)

peculiare rispetto ai contenuti della descrizione. La volontà di alternare livelli diversi di generalizzazione rispetto alla restituzione ha consigliato di avvalersi di una varietà di mezzi grafici, senza escludere il ricorso alle forme più tradizionali dello schizzo manuale. Così concepito, l'Atlante è atteso alla verifica della propria capacità comunicativa rispetto alla comunità abitante al di fuori delle occasioni istituzionali di confronto connesse alle attività di pianificazione. Nella sua successiva fase, quella della diffusione pubblica, la ricerca potrà misurare la propria efficacia generativa rispetto al comune sentire dei valori territoriali.

Statuto del territorio: l'azione sociale della rappresentazione territoriale

Si è accennato poco sopra alla potenziale capacità della rappresentazione territoriale di attivare un dialogo costruttivo con i contesti locali. Si vuole insistere qui sulla necessità di soddisfare due esigenze: la necessità, da un lato, di utilizzare il più possibile rappresentazioni capaci di integrare in una sintesi efficace la scomposizione analitica preliminare alla costruzione della descrizione; e al tempo stesso l'obbligo di non correre il rischio di banalizzare, impoverendone il significato, rappresentazioni eventualmente troppo dense per essere pienamente fruibili dai saperi non esperti (Carta, 2004). Possono essere identificati certamente almeno tre livelli nei quali si esplicita l'efficacia e il ruolo delle rappresentazioni del territorio. Il primo è il livello dell'azione interna alle discipline tecniche, in cui la rappresentazione ha un ruolo prettamente euristico, e ha lo scopo di ricercare ed attivare connessioni rispetto ad ogni campo disciplinare specifico (l'Atlante si configura in questo caso come strumento di costruzione di conoscenza). A questo livello i singoli saperi disciplinari utilizzano gli strumenti della rappresentazione che sono propri di ciascuna specifica tradizione: gli architetti e gli urbanisti si di basi cartografiche a scale di approssimazione diverse, nelle quali è però necessario che siano riconoscibili, misurabili, e vicendevolmente rapportabili, i materiali del progetto architettonico e urbanistico (edifici, infrastrutture, forme del terreno, ecc.). Altri saperi (ad esempio quelli agronomici e forestali) utilizzano ugualmente basi informative cartografiche, nelle quali però sono messe in atto strategie di selezione diverse, evidentemente connesse, nell'esempio proposto, alla comprensione delle dinamiche ecologiche e vegetazionali. Altri saperi infine (ad esempio quelli afferenti alla sfera socio-economica) codificano spesso la propria dotazione informativa in forme tabellari e testuali, con la necessità di stabilire un riferimento spaziale dei dati assai meno definito. Questi diversi dispositivi conoscitivi si tramutano poi in elaborati informativi e progettuali peculiari, spesso difficilmente interpretabili da chi non abbia interiorizzato le competenze proprie delle discipline di origine. L'articolazione formale nella quale si esplicitano le azioni di progetto di ogni singolo sapere esperto, ovvero le azioni implicitamente proposte rispetto ai problemi indagati, è fortemente differenziata: ciò impone un intenso sforzo di integrazione di metodi e linguaggi. Ad un secondo livello dunque, proprio di un ambito disciplinare allargato, l'efficacia della rappresentazione si misura attraverso la propria capacità di rendere possibile il dialogo tra i diversi saperi esperti; con questa locuzione ci si vuol riferire alle competenze che si esplicitano nel campo specifico proprio della loro applicazione, del quale siano chiari e condivisi i limiti e gli obiettivi. In questo contesto, l'azione multidisciplinare, tanto più necessaria con il crescere della frammentazione dei campi tematici, comporta anche la necessità di rendere comunicabili le informazioni senza che esse perdano di chiarezza e di rigore scientifico. Il terzo livello di efficacia, infine, è quello che misura la capacità di coinvolgimento di saperi esterni agli ambiti

specifici nei quali siano state redatte le elaborazioni, ovvero di tipi di saperi cosiddetti "laici", ovverosia comuni, i quali non sono portatori di un ruolo formalizzato e certo (da essi riconosciuto) nella produzione del sapere esperto, e non possiedono la possibilità di intervenire per cambiarlo. In questo gruppo sono compresi evidentemente i referenti spesso "inconsapevoli" delle azioni conoscitive e progettuali, e in parte anche amministratori e committenti, che stanno a cavallo tra il secondo e il terzo livello. L'azione del gruppo di ricerca applicato alla produzione dell'Atlante, si è mossa dunque attraverso questi tre livelli di azione delle rappresentazioni, con l'obiettivo di rendere possibile (senza sacrificare la percezione dello spessore scientifico dell'azione descrittiva) l'attivazione di un dialogo che si auspica fecondo. D'altra parte il condizionamento delle politiche territoriali attraverso la costruzione di immagini, è un fattore nel quale si fa oggi crescente affidamento, nel contesto di una azione democraticamente matura, e, nello specifico, nel quadro di una azione disciplinare dichiaratamente impegnata nella costruzione dello "statuto dei luoghi". Il dibattito sulla trasformazione degli strumenti legislativi relativi al "governo del territorio" ha introdotto, come è noto, nelle pratiche operative tali nozioni con l'obiettivo di perseguire la sostenibilità dello sviluppo. In particolare si individua una azione analitica e descrittiva preliminare (anche se, allo stato, ancora strettamente legata alle contingenze del piano) alla costruzione degli strumenti di governo del territorio e delle sue trasformazioni. Secondo la lettera della legge toscana, ad esempio, ogni livello di pianificazione deve dunque individuare preliminarmente "invarianti strutturali"; il riconoscimento di tali invarianti si configura come l'atto costituente dello statuto del territorio, ossia di uno strumento regolativo delle trasformazioni fondato sul riconoscimento di valori condivisi, debolmente cogente, ma orientativo rispetto alla determinazione di piani e progetti. Secondo elementi emergenti da un dibattito disciplinare ormai molto ricco (Ventura, 2003; Lucchesi, 2005) questa ricerca ha interpretato le invarianti strutturali come un deposito di regole di relazione tra organizzazione insediativa antropica e base ambientale naturale. In questa chiave la durevolezza dimostrata da alcune relazioni virtuose può porsi come un repertorio di "buone regole", da mettere in valore per ipotesi trasformative future degli assetti territoriali e paesistici. Nelle elaborazioni che costituiscono l'Atlante il concetto di struttura riferito al territorio e alla sua possibile invarianza costitutiva viene assunto come insieme di regole relazionali riconoscibili come durevoli nella lunga durata storica che sono alla base della coevoluzione fra le diverse componenti dell'organismo territoriale: antropiche, insediative, ambientali. Dirigendosi verso una dilatazione dei saperi coinvolti nella costruzione della conoscenza, emerge l'opportunità di separare la definizione di uno statuto dei luoghi condiviso dalle occasioni istituzionali della pianificazione, per inquadrarlo in un ambito più generale di costruzione "lenta" della strategia di modificazione.

Riferimenti bibliografici

Carta M. (2004) Avvio del cerchio comunicativo: strumenti per la costruzione di rappresentazioni identitarie condivise, V. Fedeli and A. Lanzani, Eds, Il progetto di territorio e paesaggio. Franco Angeli, Milano.

Carta M. e I. Zetti, (2005) Le carte del Patrimonio territoriale come progetto di conoscenza. Bollettino AIC **123-124**: 369-389.

Cusmano M. G. (1997) *Misura misurabile. Argomenti intorno alla dimensione urbana*. Franco Angeli, Milano.
Lucchesi F. (2005). *Il territorio, il codice, la rappresentazione. Il disegno dello statuto dei luoghi*. Firenze University Press, Firenze.
Lucchesi F., Carta M., Vannetiello D., (2006) Il patrimonio territoriale e la sua rappresentazione: l'Atlante del Patrimonio del Circondario Empolese Valdelsa, Urbanistica Dossier **89**: 127-133.
Magnaghi A., (2001). *Rappresentare i luoghi. Metodi e tecniche.* Luoghi, Alinea, Firenze.
Magnaghi A. (2005) *La rappresentazione identitaria del territorio. Atlanti, codici, figure, paradigmi per il progetto locale*, Alinea, Firenze.
Ventura F. (2003) *Regolazione del territorio e "sostenibilità" dello sviluppo*. Libreria Alfani, Firenze.

DALL'ANALISI TERRITORIALE ALLE AZIONI STRATEGICHE: PER UN APPROCCIO SCIENTIFICO ALLE POLITICHE PER IL PAESAGGIO

G.Cafiero[1], I.Corchia[1], P.Rossini[2], A.Bucci[3]

[1] Studio Cafiero Architettura e Urbanistica, Via San Francesco di Sales, 90 - 00165 Roma E-mail: giovanni.cafiero@mclink.net , i.corchia@archiworld.it
[2] Studio Pan Ricerche, Viale Regina Margherita 270 - 00198 Roma spr.info@tiscali.it
[3] Regione Marche Servizio Ambiente e Paesaggio - P.F. Informazioni territoriali e Beni Paesaggistici, Via Tiziano, 44 – 60100 Ancona

---

From territorial analysis to strategical actions : forward a scientific approach to landscape politics

The report explains Marche Region coastal area analysis carried out on specifying ICZM markers and observational applications. Its intention is to complete some of the physical-environmental and perceptive data for landscape evaluation.
The coastal zone represents one of the particularly complex territorial aspects because of its intense connection between the environmental system and the settlement and infrastructural systems. Some of the critical aspects (e.g.: lack of recognizability for linear and widespread settlements, weak agricultural presidium, productive settlements low quality) influences the collective identity (a 19% of the regional population lives within 1 km from the coast, on the contrary a 48% of the population lives within 10 km).
The analysis have been carried out with the use of data that have been detected and quantified by mathematics indexes, including also Change Detection analysis during a 20 year time interval on the coastal area[21], particularly on road areas and on river basins.
Conclusions:
- ordinary landscape changings are highly relevant on collective identity and on the related idea of landscape and community,
- it is needed an increasing (institutional and social) awareness and a civicness due to a diffusion and a partecipated discussion on landscape analysis,
- promoting creative politics and strategical actions for landscape. They are elaborated and realized with governmental and non-governmental stakeholerd participations starting from some specific analysis. This is a way better than the one related on new gerarchical planes. A landscape governance approach is useful, we do not need anymore a generic participated approach.

Abstract

Lo studio illustra le analisi della costa marchigiana svolte attraverso l'individuazione di indicatori ICZM e applicazioni di tipo sperimentale con lo scopo di integrare dati fisico-ambientali e percettivi nella valutazione del paesaggio, qui inquadrato in una visione più complessa di tipo 'cognitivo' che ha caratterizzato alcune recenti interpretazioni dell'ecologia del paesaggio (Farina, 2006).

[21] based on using an analysis model of LCM – Land Change Modeler - for ecological sustainability by the Clark Labs at the instance of the Andes Center for Biodiversity Conservation of the 'Conservation International' Association

La fascia costiera costituisce un ambito territoriale particolarmente complesso per la fitta intersezione tra sistema ambientale e sistemi insediativi e infrastrutturali. Le criticità rilevate (insediamenti lineari e diffusi privi di riconoscibilità, indebolimento del presidio agricolo, scarsa qualità degli insediamenti produttivi) incidono fortemente sull'identità collettiva (il 19 % della popolazione regionale vive entro 1 Km dalla costa, mentre il 48 % del totale vive entro i 10 Km).
L'analisi è stata condotta con l'ausilio di dati telerilevati e quantificati mediante indici matematici, comprendendo analisi di Change Detection in un intervallo temporale di 20 anni sulla fascia costiera[1], con approfondimenti nelle fasce stradali e nei bacini fluviali.
Conclusioni:
- le mutazioni dei paesaggi ordinari incidono in modo profondo sulla identità collettiva e sull'immagine che il territorio e la sua comunità offrono di sé;
- -è necessario l'aumento di consapevolezza (istituzionale e sociale) e di civicness derivante dalla diffusione e discussione partecipata delle analisi sul paesaggio;
- -la promozione di politiche creative e azioni strategiche per il paesaggio, elaborate e realizzate con la partecipazione degli stakeholder pubblici e privati a partire da analisi specifiche, è più efficace del ricorso a nuovi piani di tipo gerarchico; in questo senso, e non secondo un generico approccio partecipativo, bisogna interpretare la governance del paesaggio.

Principi di paesaggio

Premessa essenziale affinché la società civile e la pubblica amministrazione individuino la qualità del paesaggio come obiettivo di interesse generale è il riconoscimento del suo carattere di risorsa strategica collettiva.

In quanto insieme degli elementi che caratterizzano l'ambiente che ospita una comunità, il paesaggio è risorsa collettiva e contribuisce a determinare la qualità percettiva e funzionale degli spazi di vita e di lavoro. Il paesaggio è risorsa collettiva anche in quanto garantisce la possibilità di uno scambio e una comunicazione collettiva con altre comunità. Il paesaggio è per questo elemento determinante dell'immagine che una collettività offre al suo esterno e ne testimonia il grado di civiltà e la capacità di accoglienza.

Ma come avviene che una comunità riconosce se stessa in un paesaggio e che quel paesaggio comunichi ad altri l'esistenza della comunità? In che modo un territorio comunica la sua identità?

Tra le tante possibili accezioni di paesaggio, quella che meglio risponde a queste domande considera il paesaggio come "linguaggio del territorio".

In quanto linguaggio, il paesaggio è costituito dall'insieme di segni ed elementi che vengono percepiti, indipendentemente dalla loro origine e dal loro fattore causale.

Sono pertanto elementi e segni del paesaggio le sue componenti naturali, i segni di permanenza delle trasformazioni indotte dall'uomo nella storia, le trasformazioni contemporanee, gli usi e i segni non permanenti nel momento in cui questi sono percepiti (una fioritura, un campo di grano maturo o un campo appena arato, la presenza di rifiuti abbandonati, il decoro o lo stato di degrado di un edificio).

---

[1] basata sull'utilizzo come modello di analisi del 'simulatore di cambiamento del suolo (LCM-Land Change Modeler) per la sostenibilità ecologica' recentemente sviluppato dai Clark Labs su commissione dell'"Andes Center for Biodiversity Conservation" dell'associazione 'Conservation International'

In quanto tale, cioè in quanto linguaggio, il paesaggio può avere diversi livelli di comunicazione in funzione degli strumenti con cui la mente di ciascuno interpreta e collega i segni tra loro. Il concetto di paesaggio come linguaggio del territorio è alla base del valore universale, anche se vissuto in forma soggettiva, del paesaggio, ed è un elemento importante di analisi e di progetto per definire politiche, piani, interventi per la tutela e la promozione della qualità che siano percepibili e quindi comunichino valori ai fruitori del territorio.

Queste affermazioni potrebbero apparire in contrapposizione alla tradizione della Landscape Ecology. Il tema e il titolo del convegno testimoniano però del contrario. E' merito di una visione aperta delle discipline territoriali la capacità di evitare l'applicazione (o all'inverso la esclusione) ideologica della metodologia di analisi per affermare la primazia dell'una sull'altra. Il contesto e le finalità delle analisi devono essere un criterio guida non secondario; le metodologie un armamentario che l'analista e il pianificatore esperto utilizzano con consapevolezza dei limiti e delle qualità di ciascuna.

Il tema della governance al centro delle riflessioni del Convegno richiama anche l'importanza degli attori delle trasformazioni territoriali e delle modalità di uso e gestione del territorio. Qui una visione tutta interna alle discipline ecologiche e agli obiettivi naturalistici diviene un riferimento per gli specialisti e, gioco forza, un fattore di ghettizzazione nei "isole" (presunte tali e non sempre felici) delle aree naturali protette e dei paesaggi tutelati.

L'approccio cognitivo e le indagini percettive

L'approccio cognitivo al paesaggio, teorizzato da Farina (Farina, 2006) a partire da una revisione delle principali teorie percettive applicate al concetto di *ecofield*, può rappresentare un interessante punto di incontro e di superamento della contrapposizione tra interpretazione ecologica del paesaggio ed esigenze di pianificazione e di governance espresse dalle discipline territoriali.

Riportare l'individuo, inteso come 'soggetto rappresentativo' e non come singolo, al centro del dibattito sul paesaggio attraverso la propria componente percettiva, permette di spostare il tema della ricerca da un piano teorico-strutturale ad uno operativo/di processo, approntando una nuova metodologia di analisi.

Se il paesaggio, come abbiamo detto, è linguaggio del territorio, occorre indagarne non tanto la struttura 'sintattica', che ne rappresenta la parte più oggettivabile e univocamente quantificabile (ad esempio in termini di risorse naturali e di valori materiali) quanto il processo di riconoscimento – cognizione - identificazione che lega ogni comunità al proprio territorio 'producendo' paesaggi di valore.

Partendo dai segni e dalle invarianti del paesaggio, è possibile dunque ripercorrerne i processi di costruzione condivisa e autopoietica propri tanto dei paesaggi ordinari quanto dei paesaggi emergenti, nonché di risignificazione di quei contesti che esprimono oggi risorse diverse rispetto al passato.

E' questa la finalità più ampia dell'applicazione di ricerca svolta sui paesaggi della costa marchigiana in occasione del Progetto ANCONAPACO[22].

Prendendo in esame i paesaggi dell'attraversamento, come paradigma significativo del paesaggio contemporaneo italiano - i paesaggi stradali della costa adriatica e delle

[22] Il Progetto Interreg IIA Transfrontaliero Adriatico 'ANCONAPACO' – Analisi delle condizioni del patrimonio naturale, ambientale e paesaggistico delle aree di collina, pianura e costiere – con Regione Marche e Regione Durazzo, si è concluso nel Settembre 2007.

direttrici di penetrazione del territorio interno coincidenti con le valli fluviali – si è tentato di 'misurare' in termini qualitativi lo scollamento percettivo creatosi tra 'paesaggio immaginario' e 'paesaggio reale' ai diversi livelli di fruizione del territorio (i paesaggi del turismo, del lavoro, o del risiedere).

Partendo dalla impostazione di alcuni indicatori tradizionali diffusamente impiegati nell'ecologia del paesaggio (indice di contrasto, di frammentazione, di eterogeneità paesistica) sono state sperimentate alcune varianti con lo scopo di includere un possibile livello cognitivo di interpretazione dei paesaggi stessi *(vedere Tavole allegate in CD-Rom*).

Grazie all'analisi della copertura del suolo disponibile a grande dettaglio (1:10.000) prodotta per il territorio costiero nell'ambito del progetto, è stato variato, ad esempio, il buffer adoperato nelle analisi sulla frammentazione a livello ecologico, normalmente fissato in 30 mt e qui esteso ad una fascia di 300 mt per lato dall'asse della carreggiata stradale, con la finalità di includervi un livello di percezione antropico oltre che un dato ecologicamente significativo.

Analogamente, attraverso l'Indice di contrasto si è rilevato un dato, intuitivamente già noto: la omogeneizzazione e conseguente banalizzazione dei paesaggi agrari delle prime quinte collinari retro costiere, nell'immaginario collettivo ancora connotato da una trama complessa e fortemente caratterizzata dall'alternarsi armonico e fitto di coltivi e frutteti (questi ultimi arretrano tra il 1984 ed il 2005 del 50% circa in termini relativi[23]). Se tuttavia si integrano le analisi ottenute mediante tali indicatori con forme di indagine percettiva dirette (perlustrazioni mirate, campagne fotografiche, interviste, ricerche fotografiche storiche) scopriremo che laddove un indicatore di contrasto rilevava indici elevati, dunque negativi, esistono tuttavia alcuni 'scenari' (proto-paesaggi?) - generati per lo più da realtà produttive emergenti collocate nei contesti vallivi - che contengono *in nuce* elementi di nuova identità che potrebbero dar vita a paesaggi di qualità in territori altrimenti destinati all'abbandono (i 'paesaggi del lavoro' godono tuttora di una grande considerazione nella cultura locale).

È il caso della Valcesano, dove insediamenti produttivi di qualità legati alla filiera della nautica da diporto hanno prodotto relazioni qualitativamente interessanti con il contesto paesaggistico.

Accanto ad altri esempi diffusi di impoverimento dei segni e diffusione insediativa analizzati nell'ambito del Progetto, il caso della Valcesano, che pure resta intuitivo e non generalizzabile, permette di asserire alcuni importanti concetti: quando i paesaggi cessano di avere storicamente una propria funzione i segni che li hanno caratterizzati da permanenti possono divenire temporanei, sino ad essere reinterpretati e metabolizzati all'interno di un nuovo paesaggio.

Da ciò, la considerazione che non bisogna 'conservare' i paesaggi ma i processi che li generano. Per poter fare ciò è necessaria una impostazione laica e integrata delle discipline territoriali.

La *governance* come strumento di governo del territorio, sebbene non possa ricorrere esclusivamente a modelli eco semiotici o percettivi (poiché la 'specie chiave' di riferimento è rappresentata nel caso del Paesaggio in senso universale dall'interesse collettivo, entità astratta cui non è attribuibile una percezione univoca del paesaggio stesso) può tuttavia tenere conto dei processi innescati a livello locale o territoriale, seguendo un approccio strategico di integrazione tra interessi generali e sistemi locali,

[23] Fonte: elaborazioni di Paolo Rossini per Regione marche - Progetto ANCONAPACO (2007)

che non incida più sul territorio attraverso i piani ma lo faccia operando per progetti e buone pratiche, e favorendo così, in un'ottica propriamente transcalare, l'autocostruzione dei paesaggi.

Change detection per la costa marchigiana : Il Monitoraggio delle Aree Costiere

I fragili ambienti costieri sono minacciati da rischi provenienti da intensa urbanizzazione, trasporti marittimi e sviluppo industriale. Ciò è ancor più vero per i mari semichiusi come il Mediterraneo in cui le risorse marine e costiere dipendono dalla qualità ambientale mentre il potenziale di sviluppo è basato su ambienti e risorse sottoposte a crescenti pressioni da parte delle attività umane.

Nell'ambito delle attività di ricerca per la costa marchigiana sono stati pertanto sviluppati numerosi indicatori derivati da diversi tipi di dati - demografici, ambientali, economici, sociali, ecc. - ed in particolare, con riferimento allo standard europeo ICZM (Integrated Coastal Zone Management), sono stati calcolati l'Indicatore 1.1, che fornisce informazioni sulla dimensione della popolazione residente nella zona costiera, e l'Indicatore 2.1, per valutare la percentuale di territorio edificato in base alla distanza dalla costa. Va sottolineato che dal punto di vista metodologico è stato possibile utilizzare tecniche di calcolo innovative e più raffinate rispetto a quelle previste dal protocollo ICZM stesso. Ciò grazie al Land Cover di grande dettaglio (1:10.000) realizzato per il Progetto ANCONAPACO (nell'ICZM si usa quello Corine a scala 1:100.000) e alla disponibilità dei dati demografici a livello di sezione censuaria (nell'ICZM si usano dati comunali aggregati).

Per il calcolo del primo indicatore (1.1.) sono stati utilizzati i dati della popolazione residente rilevati dal censimento della Popolazione dell'ISTAT nel 2001, articolata per sezioni di censimento (corrispondente nelle zone urbane a pochi isolati), dato che trascura del tutto il fenomeno del turismo di massa, così come le presenze temporanee da lavoro e le presenze "informali".

Una fascia della larghezza di 1 Km dalla linea di costa e per confronto un'altra di 10 Km, sono state dunque prese a riferimento per calcolare la popolazione totale residente (sezioni di censimento) in ciascuna porzione di comune costiero.

La differenza di metodologia rispetto allo standard ICZM si può cogliere nella figura 1, in cui è riportato il confine del Comune di Pesaro e la fascia costiera di 1km, e la densità di popolazione residente in livelli di grigio (toni più scuri corrispondono a densità abitative maggiori). Come si vede il Comune presenta numerosi nuclei abitativi o frazioni che sono esterne alla fascia di 1 km e che nella metodologia adottata vengono esclusi dal calcolo. Degli oltre 91.000 abitanti residenti a Pesaro, ne vengono inclusi nella fascia di 1km poco meno di 28.000 pari a circa il 30% del totale.

L'indicatore per questo Comune assume il valore di 15.6 ab/ha. Qualora considerassimo l'intero territorio comunale senza distinzioni scenderebbe a 7.2 ab/ha.

Ciò dimostra pure l'importanza e la potenza del dettaglio spaziale a cui si possono condurre le analisi. Un dettaglio adeguato alla variabilità e quindi alla descrizione del fenomeno che si intende studiare, permette analisi molto più affidabili e produttive, e, conseguentemente, conclusioni spesso opposte a quelle condotte con mezzi inadeguati.

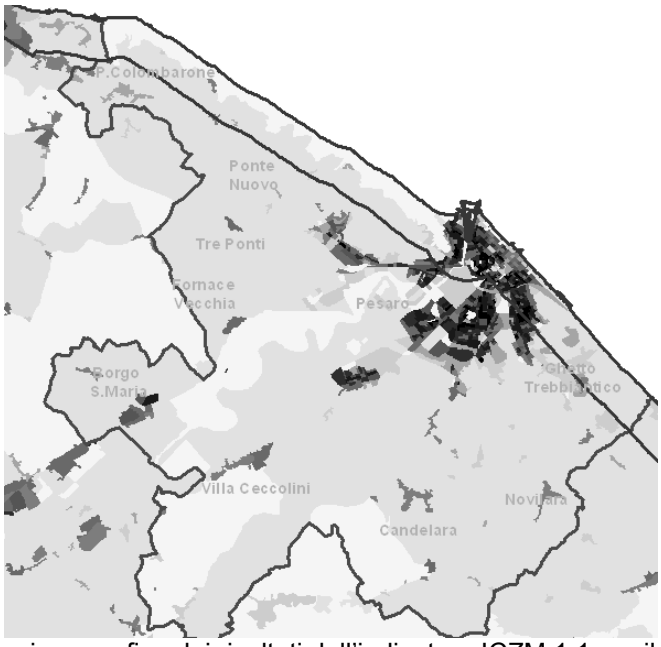


Figura 1 Rappresentazione grafica dei risultati dell'indicatore ICZM 1.1 per il territorio di Pesaro (il confine comunale, più esterno, e la fascia costiera analizzata)

Come si può vedere dalla Tabella I quasi il 20% della popolazione marchigiana totale (1.470.581 ab.) abita entro 1 km dalla costa e circa la metà nella fascia costiera dei 10 km.

Tabella I Risultati dell'indicatore ICZM 1.1 per la fascia costiera

Distanza dalla costa	Stima numero persone residenti	Percentuale sul totale
1 Km	289,296	19.67
10 Km	710,064	48.28

Analizzando invece la situazione dei singoli comuni l'indicatore varia notevolmente, mostrando situazioni alquanto differenziate: la maggior parte dei Comuni si colloca in un range compreso fra 12 e 40 residenti ad ettaro.

Il secondo Indicatore ICZM (2.1), ovvero la percentuale di territorio edificato in base alla distanza dalla costa, è stato calcolato sia per il 1984 che per il 2005 aggregando le classi di Land Cover. In questo caso quindi è stato possibile aggiungere una variabile temporale all'analisi.

Si evidenzia un aumento del territorio edificato, più marcato nella prima delimitazione di 1 Km dal mare (4,39% in termini assoluti e del 12 % circa in termini relativi), meno accentuato nella fascia di territorio più distante dal mare.

Tabella II Risultati dell'indicatore ICZM 2.1 per la fascia costiera

Distanza dalla costa	1984 (%)	2005 (%)
1 Km	36.31	40.7
10 Km	18.00	18.7

Il cambiamento dal 1984 al 2005 è comunque modesto a testimonianza del grado di saturazione raggiunto da questo segmento del territorio marchigiano già nel 1984. Tuttavia l'incremento della fascia da 1 km corrisponde ad un aumento di suolo edificato pari a più di 700 ettari in una situazione spesso già compromessa.

Strategie di paesaggio e governance: paesaggi ordinari e azioni strategiche

Il superamento del meccanismo di comando e controllo richiede la sperimentazione di nuove modalità di comunicazione delle analisi territoriali e di coinvolgimento degli attori sociali ed economici che determinano la trasformazione e la gestione del paesaggio. Sono cioè necessarie politiche creative per la tutela e la promozione della qualità del paesaggio. Queste politiche sono creative non in quanto prive di presupposti concreti, ma in quanto compongono e insieme e integrano in un progetto d'insieme, che produce nuovi valori e significati, fattori ed attività basate su fondamenti (economici, tecnici, culturali, normativi) reali, esistenti o possibili, in grado di produrre effetti positivi per il paesaggio. Ciò è vero sia per i paesaggi tutelati (aree protette e vincoli paesaggistici) sia e particolarmente per la gestione dei paesaggi ordinari, di quelle parti di territorio definibili solo in negativo per essere "non paesaggi" o "zone grigie": zone che nella percezione comune non rientrano in alcun modo nella nozione e nell'idea tradizionale di paesaggio.

Ci riferiamo fondamentalmente alle zone dell'urbanizzazione diffusa e indistinta presente in particolare nei fondovalle e nella fascia costiera delle Marche; zone dove le funzioni, gli usi, gli edifici e le percezioni si mescolano a tal punto da far perdere e rendere irriconoscibile il legame identitario tra l'individuo ed il luogo, tra gli insediamenti e le invarianti ambientali.

Questi paesaggi in continua e rapida mutazione, costruiti attraverso una molteplicità di azioni locali e puntuali messe in atto da una moltitudine di soggetti, non sembrano governabili con la consueta "attrezzatura" in dotazione alla gestione paesaggistica. Ad una primo e schematico approccio i paesaggi ordinari sembrano infatti:

- non vincolabili, in quanto (apparentemente?) non dotati di peculiarità riconosciute e da salvaguardare;
- non progettabili, in quanto affidati ad una moltitudine di decisori/attori che agiscono contemporaneamente ed indipendentemente gli uni dagli altri;
- non pianificabili, in quanto (apparentemente?) avulsi da esigenze di costruzione di strategie sociali che tengano in conto il paesaggio/territorio o lasciati alle singole volontà dei numerosi attori/decisori della trasformazione.

Per questi paesaggi si deve andare oltre il tradizionale armamentario del comamdo e controllo per stimolare e incentivare forma di partecipazione in grado di far crescere una governance trasparente del paesaggio, come risorsa strategica collettiva. Le attività di ricerca del progetto ANCONAPACO hanno evidenziato alcune linee di lavoro su cui avviare alcune azioni strategiche mirate, attraverso progetti pilota attuati attraverso accordi pubblico-privato e diffusione di buone pratiche:

1. La integrazione tra politiche agricole e politiche paesaggistiche attraverso la promozione di progetti collettivi territoriali in attuazione dei Piani di Sviluppo Rurale in cui gli obiettivi territoriali di qualità paesaggistica e ambientale possano essere esplicitamente formalizzati;
2. La realizzazione di progetti di qualificazione degli insediamenti produttivi nelle aree caratterizzate da frammentazione orizzontale e verticale della produzione (che determina il disinteresse dell'impresa che cura solo una componente di un prodotto, che

va sul mercato con un altro marchio, alla immagine della propria azienda) al fine di riproporre e incentivare, in contrappeso alle tendenze della globalizzazione, la attenzione alla qualità paesaggistica degli insediamenti in chiave di risorsa strategica collettiva per lo sviluppo locale;
3. La promozione di progetti di riqualificazione fluviale, in particolare dove il fiume rappresenta l'elemento limite tra diversi confini amministrativi ed assume pertanto una connotazione periferica nella percezione delle amministrazioni e collettività locali;
4. La promozione di progetti specifici di qualificazione degli insediamenti lineari costieri.

Riferimenti bibliografici

Cafiero G. (2007) Strategie di paesaggio. Elaborazione partecipata di linee guida strategiche per la progettazione territoriale e paesistica per lo sviluppo locale (130-163); **Corchia I. (2007)** Comunicare il paesaggio: l'uso dell'immagine per una visione creativa dei luoghi (164-183), A. Bucci, G. Cafiero, M. Principi (eds) *Strategie di paesaggio. Una visione transadriatica*, Tecnostampa, Ancona

Nigro G. (2005) Il paesaggio come risorsa, A. Bruni, G. Ghiglioni (eds) *Atti del Convegno del 12 dicembre 2003 Pianificazione dello spazio rurale e valorizzazione del paesaggio – Dal piano al progetto d'area*, Montefalco Sala museale di San Francesco, Spoleto

Nigro G. (2008) Il paesaggio per il buon governo del territorio. *AUR* anno 5, n. 10, 2008**:** 45-53

Farina A. (2006) *Il paesaggio cognitivo. Una nuova entità ecologica*, collana Il paesaggio – Saggi e manuali, Franco Angeli Editore, Milano

Arnheim R. (1954) La visione come esplorazione attiva (55), Concetti percettivi (187) - Capitolo Secondo Configurazione, *Arte e percezione visiva* (titolo originale *Art and visual perception: a psychology of the creative eye*) traduzione di Gillo Dorfles, Edizioni Feltrinelli, Milano

Clément G. (2005) *Manifesto del Terzo paesaggio*, Quodlibet Edizioni, Capodarco di fermo (AP)

Eastman R. J. (2006) The Land Change Modeler for Ecological Sustainability Andes Center for Biodiversity Conservation Clark Labs (eds) *IDRISI Andes Guide to GIS and Image Processing*, Clark University, Worcester MA (USA)

Maselli F.; Petkov L.; Conese C.; Battista P.; Bonora L.; Chirici G.; Bindi M.; Fibbi L.; Rossini P. & Amparo Gilabert M. (1999) Integration of Satellite and Collateral Data to Model Changes of Forest Ecosystem Processes in Mediterranean Areas, in *Synthesis of Change Detection Parameters into a Land-Surface Change Indicator for Long Term Desertification Studies in the Mediterranean Area (RESYSMED)*, Final Report to the Commission of the European Union, Contract ENV4-CT97-0684

ABITANTI E PAESAGGI FLUVIALI: METODI ED ESPERIENZE PER UN NUOVO APPROCCIO AL RISCHIO IDRAULICO

S. Giacomozzi

Dipartimento di Urbanistica e Pianificazione del Territorio, Università degli Studi di Firenze, Facoltà di Architettura via Micheli 2, 50021 Firenze.
e-mail: saragiacomozzi@hotmail.com

Inhabitants and fluvial landscapes: methods and experiences for a new approach to hydraulic risk

The artificial setting of rivers aimed to the control of floods is the dramatic consequence of a sectoral policy that in the last 20 years has destroyed the fluvial landscapes and has increased the risk produced by natural catastrophes.
New international guidelines have pointed out an outstanding change in leading grounds of territorial policies: in this way, some innovative projects have incorporated within the process plan the river dynamics, on different scales.
Public participation of the inhabitants in the basin's governance policies becomes a main instrument of the change in the culture of risk, overcoming sectoral approaches. These processes are an opportunity to establish new relationships with the river's dynamics and to build new landscapes as expression of local creativity.

Abstract

L'artificializzazione dei corsi d'acqua per il contenimento delle piene è la drammatica conseguenza di una politica settoriale che negli ultimi 20 anni ha distrutto i paesaggi fluviali e ha aggravato il rischio indotto dalle catastrofi naturali.
Un cambiamento di paradigma nella definizione della problematica e una trasformazione sostanziale delle politiche territoriali sono chiaramente indicati nelle nuove direttive internazionali e sperimentate in progetti innovativi, che inglobano a varie scale le dinamiche fluviali all'interno del processo di piano.
Oltre a costituire uno strumento di governance delle politiche di bacino, la partecipazione degli abitanti diventa il fondamento per un indispensabile cambiamento della cultura del rischio e il superamento di approcci settoriali. Tali processi sono l'occasione per stabilire nuove relazioni con le dinamiche fluviali e realizzare nuovi paesaggi espressione della creatività locale.

L'insostenibilità delle politiche settoriali

Una delle trasformazioni che hanno investito in modo più significativo i paesaggi fluviali contemporanei è quella indotta dalla costruzione di opere infrastrutturali per la mitigazione del rischio idraulico. Argini, briglie, dighe, casse di espansione, sono stati costruiti allo scopo di controllare il flusso dei fiumi, e il rischio di alluvioni. Le conseguenze dell'artificializzazione dei corsi d'acqua, della riduzione delle aree di divagazione e dell'impedimento delle naturali trasformazioni morfologiche hanno causato una grave compromissione dell'ecosistema fluviale e la definizione di un paesaggio che ha reciso le relazioni con il territorio circostante, percepito e gestito più come una minaccia, che come risorsa che storicamente ha costituito la matrice vitale

degli ambienti rurali e urbani. Tali opere hanno spesso indotto al contrario un aggravamento del rischio generale, principalmente per due motivi: innanzitutto l'accelerazione del corso delle acque risolve il problema della piena localmente ma la aggrava a valle, inoltre la messa in sicurezza dei territori perifluviali ha consentito di occupare diffusamente e intensivamente gli spazi residui delle pianure alluvionali, incrementando la vulnerabilità del territorio agli eventi catastrofici. Tale situazione già grave per la continua e massiccia distruzione di tutte le componenti socio-economiche e culturali del paesaggio fluviale, rischia di aggravarsi a causa dei cambiamenti climatici con la conseguente esasperazione degli eventi meteorologici estremi con l'aumento dei fenomeni alluvionali e l'innalzamento del livello dei mari che minaccia le coste soprattutto nelle aree di foce.(EEA 2007)

La responsabilità delle politiche territoriali e urbanistiche sono in questo caso evidenti: considerando la gestione del rischio idraulico come una politica settoriale e indipendente non si è arrestato il processo di continua occupazione delle aree di pertinenza fluviale, innescando un processo di ulteriore peggioramento delle condizioni dei fiumi e di aumento del rischio idraulico.

Tutto questo nonostante in Italia la legge nazionale sulla difesa del suolo (L.N.183/89) preveda un deciso cambiamento di rotta indicando un approccio multidisciplinare a livello di bacino per gli studi, le politiche e i progetti. Le realizzazioni lungo i fiumi italiani seguono però spesso le modalità e gli strumenti più classici della regolamentazione puntuale e dell'infrastrutturazione pesante con ricadute drammatiche sul territorio. Il divario tra principi legislativi, piani di bacino e i progetti e le realizzazioni testimoniano uno scollamento dei diversi livelli pianificatori dovuto essenzialmente alla carenza di strumenti per tradurre il piano di bacino in azioni diversificate e multisettoriali (Treu 2003) e la rinuncia da parte dei piani subordinati di prendersi carico della problematica e di risolverla in modo originale rispetto al contesto e in modo sistemico con tutte le componenti naturali, storiche e sociali dei paesaggi rivieraschi.

Dalla mitigazione del rischio alla gestione sostenibile delle piene

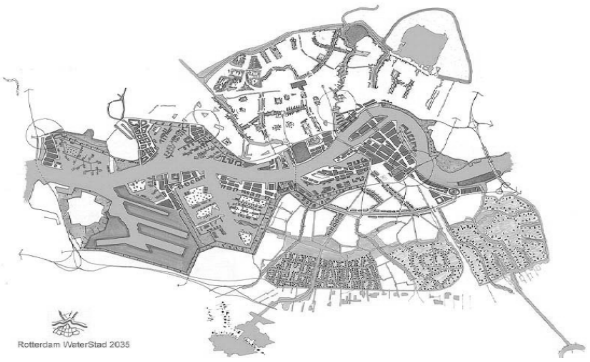
Per superare una pianificazione basata su una rigida e statica struttura di divieti e vincoli rivelatisi insufficienti, è necessario affrontare la tematica in modo innovativo attraverso un cambiamento di paradigma che proponga alla pianificazione un nuovo sguardo verso le dinamiche ambientali e l'evoluzione dei paesaggi. In questo senso spingono i recenti documenti internazionali:

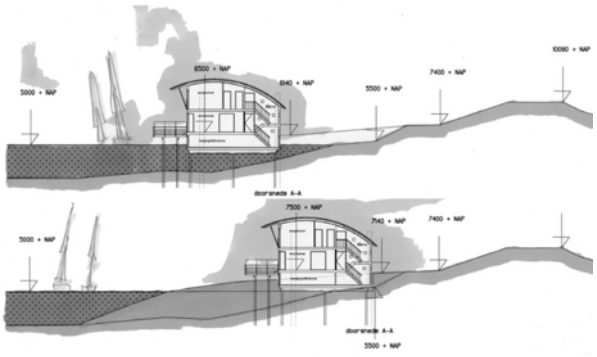
La 'Direttiva alluvioni del Consiglio d'Europa'[24] partendo dal presupposto di non poter prevenire in modo assoluto gli eventi, incoraggia a intraprendere misure di prevenzione, come la diminuzione della vulnerabilità e l'organizzazione dell'emergenza e dei soccorsi. Le soluzioni strutturali non devono essere sopravvalutate perché «le alluvioni sono fenomeni naturali impossibili da prevenire, ma è certo che le attività umane contribuiscono ad aumentarne la probabilità e ad acuirne gli impatti negativi.» Allo stesso modo le 'Linee guida per la gestione sostenibile delle piene' UN/ECE (2000) delle Nazioni Unite partono da un principio altrettanto chiaro, secondo il quale «Natural hazards and flood events are part of nature. They have always existed and will continue to exist.» Si insiste quindi su un cambiamento di paradigma: «Considering the evolution and trends, the approach to natural hazards requires a change of paradigm. One must shift from defensive action against hazards to management of the risk.» Anche perché :

[24] Direttiva 2007/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 23 ottobre 2007, relativa alla valutazione e alla gestione dei rischi di alluvioni (Gazzetta ufficiale L 288 del 6.11.2007).

«Flood protection is never absolute; only a certain level of protection against flooding can be guaranteed.»

Tali principi sono ormai condivisi internazionalmente e posti alla base della strategie di gestione del rischio idraulico in numerosi paesi d'Europa, soprattutto in quelli, come l'Olanda, che hanno una cultura del rischio che affonda nella storia e che sono allo stesso momento più esposti ai cambiamenti climatici. Da tempo si è passati dalla regimazione delle acque che portava al continuo innalzamento degli argini senza fine, alla costruzione di ambienti dove i fiumi possono liberamente esondare[25] e sviluppare progetti urbani e architettonici basati sul motto 'Leuven meet water', dove si persegue l'adattamento delle strutture ai cambiamenti previsti, con soluzioni innovative che valorizzano il rapporto con le acque. Si passa dalla scala urbana e territoriale, come nel progetto Rotterdam WaterStad 2035 (Fig.1) (De Greef 2005) che aumenta in modo significativo la capacità della struttura urbana di contenere grosse quantità d'acqua attraverso strategie che vanno dai nuovi insediamenti sui canali a elementi urbani con funzioni di serbatoi (dai parcheggi alle piazze), fino alla progettazione architettonica delle case anfibie di Maasbommel (Fig.2) che in caso di piena si alzano come palafitte attraverso un semplice sistema di pali di fondazione cavi. Allo stesso modo in Francia e in Svizzera i principi di base dei piani di bacino non sono basati sul rischio, ma sull'inondabilità del territorio (Gilard 1998), con la definizione di obiettivi di protezione graduati a seconda della vulnerabilità degli usi del suolo. La diffusione e efficacia di tali piani e di un approccio integrato alla gestione del rischio idraulico è garantita anche da una ricca manualistica che aiuta gli enti locali e i progettisti a inglobare nei propri lavori la tematica del rischio idraulico, dalla costruzione di parcheggi permeabili, alla sistemazione di canali e fossi.





Dalla percezione del rischio alla partecipazione delle popolazioni

Nelle raccomandazioni internazionali, nelle indicazioni per sviluppare progetti integrati, così come in tutti i documenti inerenti le valutazioni ambientali e strategiche è per lo meno auspicata, se non resa obbligatoria, la partecipazione delle popolazioni locali nella definizione degli interventi e nella gestione delle trasformazioni del proprio ambiente di vita. Il coinvolgimento degli attori locali è riconosciuto ormai, oltre che una strategia per allargare la democrazia partecipativa, come strumento per rendere efficaci

[25] Vedi la verifica delle misure di mitigazione non strutturali in Francés F., Blöschl G., Bronstert A. (2007) e la '*Managed Realignment Guide'* per l'adattamento delle difese di costa ai nuovi principi di difesa integrati.

le politiche intraprese, arrivando ad una condivisione degli obiettivi e delle strategie intraprese. La necessità di coinvolgere gli abitanti nella gestione sostenibile delle piene attraverso la partecipazione di tutti gli attori locali, dagli amministratori a tutti gli abitanti è tanto più evidente se si persegue l'obiettivo di creare una nuova cultura del rischio per affrontare in modo integrato la problematica. La percezione del rischio da parte delle popolazioni è infatti riconosciuta come uno degli elementi chiave sui quali si fonda la politica e i comportamenti degli attori locali: solo una effettiva e responsabile conoscenza e coscienza delle dinamiche del paesaggio fluviale e dei pericoli derivanti può nascere una presa in carico della problematica in modo diffuso e condiviso[26].

Oltre ad innescare un processo che cerca di superare il gap tra il rischio percepito a quello effettivo, la partecipazione attiva degli attori locali permette di integrare naturalmente tutte le componenti che concorrono alla definizione del rischio, in una visione olistica del proprio ambiente di vita che è patrimonio delle popolazioni che vivono direttamente il luogo. Nella percezione degli abitanti, non prevalgono infatti le categorie settoriali delle discipline che concorrono a definire le dinamiche del paesaggio, ma una visione complessa che sintetizza valori e saperi storici, naturali, visuali e affettivi del proprio ambiente di vita. In questa direzione ci invita anche la Convenzione Europea del Paesaggio[27], quando riconosce la percezione del luogo da parte delle popolazioni come la componente determinate del paesaggio stesso e come prodotto delle relazioni tra uomo e ambiente, così come è stato storicamente creato dalle società locali, sintesi locale del rapporto tra uomo e ambiente. Un concetto quindi ecologico, in senso relazionale, che può essere considerato uno strumento per verificare e garantire l'efficacia delle politiche territoriali intraprese.

Attraverso la partecipazione si da luogo quindi ad un processo progettuale, naturalmente dinamico e flessibile, che comprende tutte le fasi in un continuo scambio tra progettisti e abitanti, tra sapere locale e sapere esperto. La definizione di futuri scenari condivisi permette di definire in modo coerente uno sfondo per le azioni strategiche che concorrono a mettere in atto strategie per una gestione sostenibile delle piene, in una visione naturalmente integrata.

In questa direzione si sviluppano i Contratti di fiume, individuati dal 2° forum mondiale sull'acqua (l'Aja 2002) come strumento per "*adottare un sistema di regole in cui i criteri di utilità pubblica, rendimento economico, valore sociale, sostenibilità ambientale intervengono in modo paritario nella ricerca di soluzioni efficaci per la riqualificazione di un bacino fluviale*". Si tratta di uno strumento già diffuso in molti paesi d'Europa (soprattutto in Belgio e in Francia), di tipo volontario che si basa sulla stipulazione di un patto condiviso tra i vari soggetti locali, amministrazioni, categorie professionali, associazioni, per raggiungere l'obiettivo di riqualificazione fluviale, secondo azioni, tempi e priorità definite da un protocollo che si rinnova a scadenze prefissate. Secondo questa strategia si sono sviluppate negli ultimi anni anche in Italia alcune esperienze di contratti di Fiume, spesso integrate con le esperienze di A21 locale. Il rapporto con i piani di bacino, è un punto ancora spesso irrisolto, forse la sfida

[26] Vedi tra le molte, la ricerca svolta dall'Università di Tour all'interno del ' *Programme Risque Inondation' del Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement*', pubblicato in Larrue C. *et al*.
[27] Sottoscritta a Firenze il 20 ottobre 2000 e ratificata dal Governo Italiano il 9 gennaio 2006

maggiore che tali strumenti devono affrontare per una loro diffusa applicazione in Italia[28].

Oltre a costituire uno strumento di governance delle politiche di bacino, le pratiche partecipatorie offrono l'occasione di rispondere in modo specifico alle esigenze del luogo e della comunità locale, superando la frammentazione dei livelli decisionali e rispondendo ad una richiesta di partecipazione attiva da parte degli attori locali che è sempre più forte sulle tematiche ambientali.

Il rapporto con gli abitanti si sviluppa spesso partendo da una fase conflittuale nella quale sono contrapposte le multiple funzioni e usi del fiume: classicamente da una parte le politiche di mitigazione del rischio idraulico sostenute dall'Autorità di Bacino, dall'altra le azioni di conservazione e miglioramento dell'ambiente naturale richieste da associazioni ambientaliste locali[29]. Tale contrapposizione è dovuta allo scontro tra approcci parziali solo apparentemente inconciliabili, e possono essere superate solo attraverso un processo progettuale complesso e integrato che miri a definire scenari condivisi come base per sviluppare azioni da parte dei diversi attori. In questo senso la gestione del rischio idraulico è uno degli obiettivi, che insieme al disinquinamento delle acque, alla riqualificazione paesaggistica e ambientale delle aree perifluviali, concorrono a ricostruire un paesaggio fluviale in grado di riaprire le sue relazioni con il territorio e la comunità locale e in questo senso possa tornare a essere, un elemento fondativo dell'identità territoriale.

Due esperienze toscane

L'occasione di sperimentare un nuovo approccio alla gestione del rischio idraulico è stata offerta dalla partecipazione a due esperienze progettuali toscane, che hanno operato a scala molto diversa, da un tratto del fiume Arno ad un piccolo torrente urbano, ma che hanno allo stesso modo individuato nella partecipazione delle popolazioni locali perseguita con modalità e strumenti diversi, la strategia per superare la contrapposizione di politiche settoriali e le contraddizioni di una gestione del rischio idraulico monobiettivo

La prima, nata all'interno della redazione del Masterplan del parco Fluviale dell'Arno del Circondario Empolese Valdelsa[30], è nata dalle sollecitazioni derivate dalle comunità rivierasche che da tempo promuovono una nuova visione del corso d'acqua attraverso diverse iniziative promozionali. Tra tutte la discesa annuale lungo le sponde dell'Arno dalla sorgente alla foce, a piedi, cavallo, bicicletta e canoa anima nelle comunità attraversate il dibattito sul futuro del fiume, e mette in luce il patrimonio ancora custodito dal paesaggio fluviale. Le conoscenze di tipo scientifico, indirizzate da un sapere locale sempre vivo hanno dato forma a degli scenari di trasformazione (Carta M., Giacomozzi S., Ruffini G. 2007) condivisi da porre alla base di un 'Contratto di Fiume', proposto come strumento innovativo da proporre al Piano di Indirizzo territoriale della Regione Toscana. Nel redazione del Masterplan è fin dall'inizio emersa la necessità di intervenire sulle realizzazioni di un numero rilevante di casse di espansione previste ed

[28] Vedi a questo riguardo il convegno Cirf, "*Processi di pianificazione partecipata di bacino: quali prospettive per la riqualificazione fluviale e l'implementazione delle Direttive europee sulle acque*?" Bologna 18 aprile 2008.

[29] Vedi a questo riguardo l'interessante esperienza lungo la Loira documentata in Bayet C. e Lascoumes P.(2005) e il caso italiano lungo il Tagliamento documentato in: Toniutti N. e Agapito Ludovici A.(2004)

[30] Ricerca commissionata dal Circondario al Larist (LAboratorio per la Rappresentazione Identitaria e Statutaria del Territorio) dell'Università degli Studi di Firenze e coordinata dal prof. Alberto Magnaghi

in corso di realizzazione del Piano di Assetto Idrogeologico, che occuperanno gran parte degli spazi liberi dalla conurbazione orami quasi continua nella pianura alluvionale dell'Arno tra Firenze e Pisa. Dall'iniziale contrapposizione tra tutela del paesaggio, invocata da enti locali e associazioni ambientaliste e difesa idraulica sostenuta dall'Autorità di Bacino, una fase di confronto ha portato a definire progetti che valorizzano il territorio garantendo al contempo i requisiti di tutela territoriale. In base a queste esperienze , abbiamo messo a punto all'interno del progetto di Parco una catalogazione della vocazione territoriale delle aree investite dai progetti di casse di espansione (vocazione agricola, naturalistica, a spazio verde per il tempo libero, multifunzionale) in base alle quali sono state definite le strategie di intervento con una definizione di 'buone pratiche'. In questo modo, pur intervenendo in una fase in cui le decisioni sulle strategie di mitigazione del rischio erano già state definite e non erano discutibili, si è fornito uno strumento, ad uso della comunità e degli enti locali al tavolo del contratto di fiume, sulla possibilità di 'territorializzare' gli interventi.

La seconda esperienza riguarda il progetto di riconquista da parte degli abitanti di un corso d'acqua, il torrente Orme, fortemente artificializzato, all'interno della città di Empoli (FI). L'occasione nasce all'interno della Agenda 21 locale del Comune, dalla ricerca da parte di un gruppo di genitori, organizzati in un laboratorio di urbanistica partecipata[31], di proporre una alternativa agli spazi verdi attrezzati dove il gioco dei bambini è diretto da strutture prefabbricate che si ripetono in modo indistinto ogni contesto. Oltre a proporre una soluzione alla banalizzazione dei paesaggi del gioco, il lavoro dei laboratori ha riconosciuto nella rinaturalizzazione di alcuni spazi perifluviali, e l'accesso ad aree residuali naturalmente inselvatichite, l'occasione di creare occasioni di gioco e di sperimentazione in spazi dove l'avventura e l'imprevisto sono alla base dell'esperienza educativa dei bambini e della loro educazione alla gestione delle proprie capacità nel confronto delle situazioni impreviste, rischiose o comunque complesse.

Un riconoscimento del valore e della volontà di preservare questi luoghi del 'terzo paesaggio' (Clément 2005), ancora così presenti lungo i nostri corsi d'acqua, proprio per l'abbandono e l'emarginazione degli spazi fluviali degli ultimi decenni.

Parallelamente la denuncia da parte di una associazione ambientalista locale su alcuni interventi di disboscamento lungo il corso d'acqua ad opera del Consorzio idraulico, e sugli sfalci delle rive in periodi sensibili per le covate degli uccelli, ha promosso un confronto all'interno dell'Agenda 21 tra tutti gli enti preposti, che ha portato ad approfondire l'argomento all'interno del Regolamento Urbanistico del Comune di Empoli[32], e ad arrivare ad una proposta innovativa di gestione della vegetazione fluviale. In questo caso, i laboratori auto organizzati e l'esperienza di Agenda 21 hanno permesso di mettere a frutto la creatività e il sapere locale per la creazione di nuovi paesaggi dove le dinamiche fluviali sono diventate l'occasione per arricchire gli spazi urbani e tutelare il valore ambientale dei corsi d'acqua.

[31] I laboratori si sono svolti nell'arco di due anni e sono stati diretti in collaborazione con l'arch. Anna Giani e del pedagogista Valter Baruzzi. Un apporto decisivo allo studio ecologico del corso d'acqua,al censimento e valutazione della vegetazione fluviale nonché al progetto di forestazione urbana è stato svolto dalla dott. for.Laura Lenzi.

[32] Vedi in particolare gli allegati al Regolamento Urbanistico Comunale n. 2 '*Approfondimenti e proposte di riqualificazione del reticolo idrografico e del paesaggio rurale*' e n.3 '*Indicazioni per la messa in sicurezza del territorio'*

Conclusioni: le dinamiche ecologiche nel/del progetto

Affrontare in modo complesso la tematica del rischio idraulico impone alla pianificazione un cambiamento di paradigma che trasformi il piano in processo, attraverso strumenti di governance che superino gli approcci settoriali e dove la partecipazione degli abitanti diventi il fondamento per un indispensabile cambiamento della cultura del rischio. Una visione di tipo ecologico che mira alla ridefinizione di relazioni tra comunità e territorio e fonda le sue radici nel riconoscimento del carattere complesso ed evolutivo non solo delle dinamiche che stanno alla base dei cicli naturali, ma innanzitutto dei processi di piano.

La consapevolezza della trasformazione naturalmente continua dei paesaggi fluviali viene così percepita dalla comunità locale sia come forza potenzialmente distruttiva ma anche come energia per contrastare la rigida determinazione degli spazi vissuti contemporanei e interpretare in modo innovativo tale dimensione estetica secondo ritmi e tempi originali.

Riferimenti bibliografici

Bayet C. e Lascoumes P. (2005) *Riverains inondables et défenseurs de l'environnement: Mobilisations et contestations associatives dans le domaine de la prévention des inondations*, CEVIPOF/CNR on-line

Carta M., Giacomozzi S., Ruffini G. (2007), "Uno scenario di indirizzi progettuali multisettoriale:il parco fluviale dell'Arno", in Magnaghi A.(2007), *Scenari strategici. Visioni identitarie per il progetto di territorio*, Alinea, Firenze.

Clément G. (2005), *Manifesto per il terzo paesaggio*, Quodlibet, Macerata.

Francés F., Blöschl G., Bronstert A. (2007), *Efficiency of non-structural flood mitigation measures: "room for the river" and "retaining water in the landscape"* ERA-NET CRUE Funding Initiative, Mid-term seminar, Lyon, 17 October 2007

Gilard O.(1998), *Les bases techniques de la méthode Inondabilité*, Cemagref, Lyon.

CIRF (Centro italiano di riqualificazione fluviale) (2006), *La riqualificazione fluviale in Italia. Linee guida, strumenti ed esperienze per gestire i corsi d'acqua e il territorio*, Mazzanti, Venezia.

De Greef P.(2005), *Rotterdam WaterStad 2035*, Episode, Rotterdam.

EEA (European Environment Agency) (2007), *Tecnical report. Climate change and water adaptation issues*, n. 2, Copenhagen.

Larrue C., Di Pietro F., Lefeuvre M.P., Chiappero D. (2001), *Les conditions de la construction d'une politique locale de prévention des risques inondation :Rapport final*, Tour, 2001.

Ministère de l'Ecologie et du développement durable, (2004), *Centre ville en zone inondable, Prise en compte du risque. Dix exemples d'adaptation du bâti*, Paris.

Magnaghi A. (2007), "La progettazione multifunzionale dei parchi fluviali : il basso Valdarno Empolese Valdelsa", in Ercolini M. *Fiume, Paesaggio, difesa del suolo. Superare le emergenze, cogliere le opportunità*, Firenze University Press.

NAI (Nederlands Architectuurinstituut) (2005), *Flow*, Catalogue 2nd International Architecture Biennal Rotterdam, NAI, Rotterdam.

Pizziolo G., Micarelli R. (2003), *L'arte del progettare*, Alinea, Firenze.

Toniutti N. e Agapito Ludovici A.(2004), *Tagliamento fiume d'Europa, Il problema delle casse di espansione*, WWF, on-line

Treu M.C. (2003), “Politiche e gestione del suolo. I fattori ambientali, territoriali e tecnici nella pianificazione di situazioni sensibili e di aree a rischio”, *Territorio* **25**: 9-17.
UN/ECE (Commissione Economica Europea delle nazioni Unite) (2000) *Guidelines on sustainable flood prevention*, (MP.WAT/2000/7)

CITTÀ DI MURA IN UN MARE DI ULIVI, MODELLI E ROTTE PER LA GOVERNANCE DI AREA VASTA - IL PIANO DI AZIONE AMBIENTALE DEL NORD BARESE OFANTINO

M. Iacoviello[1]

[1] Agenzia Territoriale per l'Ambiente (ATANBO) S.r.l. del Patto Territoriale per l'Occupazione Nord Barese/ Ofantino (PTO/NBO), c.da Castello, 62 c/o Masseria Castello "Casa di Ramsar", c.p. 74, cap 71049 Trinitapoli (FG). e-mail: iacoviello@atanbo.it

---

Environmental Action Plan (EAP) of the sixth Puglia Province Barletta, Andria and Trani

The Environmental Action Plan (EAP) joins the fertile debate about Territorial Vision of the new sixth Puglia Province, and it benefits from the opportunities offered by the regional regulatory framework and the 2007-2013 Programming. A regional –capital city, shared the three towns of Barletta, Andria and Trani, might strengthen an already exasperated formal spatial intimacy among towns, as to define a kind of spread polycentric and multifunctional city. The Plan is inspired to the "European space development scheme" (Posdam, 1999), and it sets, among the other objectives, the achievement of urban systems in balance, thus stressing the concepts of spatial separateness, settlement identity of the configuration of urban centres as "compact cities", and therefore it invites to keep the distances from any conurbation phenomena.
The agricultural landscape in this EAP still constitutes a relevant piece of that territory separating the majority of urban centres. Strengthening its characters and functions through social, economical and environmental sustainability policies will guarantee the metaphor of *compact cities in a sea of olive trees* as a balanced vision of this territory. The ecological network proves to be a simple and easily understandable concept, putting in common stakes and visions, strengthening in terms of meaning and economic opportunities the landscape north of Bari.

Abstract

Il Piano di Azione Ambientale (Paa), adottato da parte di tutte le Amministrazioni Comunali aderenti al Patto Territoriale per l'Occupazione (Pto), presentato nell'ottobre 2007, si configura come processo volontario, partecipato e come un primo ed inedito atto di territorializzazione. Il Paa si inserisce nel fervido dibattito intorno alla vision del territorio, sulla nova sesta provincia pugliese, animato dalle opportunità offerte dal panorama normativo regionale e dalla programmazione per il periodo 2007/2013. Le tensioni potenziali nel capoluogo tripartito di Barletta, Andria e Trani, se dal un lato costituiscono un ambito di grande interesse per la geografia economica di una vasta area della Puglia centrale, al tempo stesso sono rappresentative di un rischio ambientale di "consumo di suolo" in cui non è difficoltoso ipotizzare il rafforzamento di una formale e spaziale intimità tra le città, quasi a tracciare i contorni di una sorta di città diffusa, policentrica e polifunzionale, tenuta assieme da un fenomeno già esasperato di conurbazione. Il Piano si ispira allo "Schema di sviluppo dello spazio europeo" (Posdam, 1999) ponendo tra gli obiettivi il raggiungimento di sistemi urbani equilibrati, ribadendo i concetti di separazione spaziale, identità insediativa e

configurazionale dei centri urbani come "città compatte" invitando a diffidare dai fenomeni di conurbazione. Il paesaggio agrario del nord barese ofantino (nbo) è ancora una componente rilevante del territorio, che separa ancora gran parte dei i centri urbani. Il rafforzamento dei suoi caratteri e delle sue funzioni attraverso opportune politiche di sostenibilità sociale, economica ed ambientale potrà continuare a garantire la metafora di città compatte in un mare di ulivi quale vision equilibrata di questo territorio. La Rete Ecologica (Re) si dimostra concetto semplice e comprensibile accomunando interessi e visioni, irrobustendo di significato e di opportunità economiche il paesaggio del nbo, legando insieme azioni semplici puntuali su porzioni contenute del territorio e quadri interregionali, nazionali ed europei.

Dinamiche e geografie del Pto nbo

Il territorio della sesta nuova provincia pugliese Barletta-Andria-Trani (Bat) attende il riconoscimento della propria vocazione e la definizione di una propria "geografia". Il dibattito politico e sociale è incentrato, sulla porzione di territorio tripartito tra le tre città capoluogo, lasciando per un istante le questioni della ricerca di modelli di sviluppo della nuova provincia. Il territorio nel suo insieme intanto continua a produrre nuovi quadri cognitivi, di approccio e di esperienze, maturate durante un processo lungo e faticoso di intercomunalità attorno a programmi complessi. Tra questi: i rapporti di conoscenza settoriale ed i Piani di Azione svolti nell'ambito del Programma Aggiuntivo, delibera Cipe n. 83/2002 sui Patti Territoriali per l'Occupazione (Pto), sottoprogramma 7 nord barese ofantino (nbo)[33]. Tutto ciò si inserisce in un contesto fortemente dinamico che tiene conto: degli esiti dei Programmi di Riqualificazione Urbana e di Sviluppo sostenibile del Territorio (Prust), Progetti Integrati Territoriali (Pit), Progetti Integrati Settoriali (Pis)[34], Gruppo di Azione Locale (Gal) Daunofantino[35]; del dibattito prodotto sul Piano Strategico Vision 2020 per le città e le aree metropolitane (delibera Cipe n. 20/2004); delle opportunità offerte e previste dalla programmazione regionale 2007/2013 nelle diverse sedi del Piano di Sviluppo Rurale (programmi Leader) che di quelle del Por.

La molteplicità di soggetti a diverso titolo, intermediari della programmazione economica nazionale e regionale, con i loro sistemi territoriali di riferimento, hanno di fatto delineato una geografia che se pur con margini sfrangiati, riconferma la nuova provincia, come invariante spaziale. A questi si aggiungono le iniziative in ambito di pianificazione e programmazione regionale: l'avvio delle attività preliminari per il Documento Regionale di Assetto Generale (Drag)[36]; il Piano Energetico Ambientale Regionale; l'avvio dell'aggiornamento del Piano Paesistico Regionale.

---

[33] Il Ptonbo, attua nel 2004 un modello di governance basato sulla costituzione di cinque agenzie di promozione territoriale specializzate: Atanbo, l'Inclusione Sociale, Internazionalizzazione delle Imprese, Turismo "Puglia imperiale". Ciascuna delle agenzie, nell'ambito dell'esecuzione delle attività del Programma Aggiuntivo, ha attivato interventi per la elaborazioni di rapporti di conoscenza e piani di azione, sul modello di Agenda 21, sperimentato dalla stessa Atanbo.

[34] Progetti Integrati Settoriali nell'ambito del Piano Operativo Regionale 2000/2006

[35] con diverse aggregazioni di soggetti pubblici e privati, disegna nuove geografie dei soggetti attuatori della programmazione negoziata. Gruppo studi Heliopolis, *Territori incerti e paesaggi intermedi il caso del Piano di Sviluppo Locale 2003 del Gruppo di Azione Locale (Gal) Daunofantino*, in Area Vasta Giornale di Pianificazione Urbanistica e organizzazione del Territorio della Provincia di Salerno, Anno IV, n. 6/7 2003.

[36] Adozione con Delibera di Giunta regionale n. 375 del 27 marzo 2007 dello *schema del Documento regionale di assetto generale (Drag) - indirizzi, criteri e orientamenti per la formazione dei Piani Urbanistici Generali (Pug)* - Legge Regionale 27 luglio 2001, n. 20, art. 4, comma 3, lett. b) e art. 5,

La frontiera tripartita del nbo dal Rapporto sullo Stato dell'Ambiente (2005)

Il primo Rapporto sullo Stato dell'Ambiente[37] (Rsa), con non poche difficoltà, introduce il tema dell'area vesta a discapito di talune istanze e/o aspettative di localismo del processo di Agenda 21[38], restituendo la conoscenza di un nuovo sistema territoriale di riferimento all'interno del quale insistono sistemi ambientali e recenti sistemi amministrativi, sovraordinati oltre che pressioni cumulative (il bacino idrografico del fiume Ofanto[39], l'area interna dell'alta Murgia[40] e il sistema marino-costiero delle Saline di Margherita di Savoia); dove ciascuno di questi tre sistemi è presente nel territorio del Pto nbo con aree marginali; ciascuna di queste tre aree offre un proprio fronte. Tutte e tre si integrano a formare un paesaggio di transizione caratterizzato da un insieme di interrelazioni (il sistema delle acque superficiali, uno per tutti) intrecciato alla trama del sistema insediativo, quest'ultimo quantitativamente consistente e sufficientemente diversificato.

Percezioni del paesaggio rurale

La percezione del paesaggio, immediatamente e significativamente, permette di comprendere il carattere certamente più profondo che organizza questo sistema territoriale. Benché non caratterizzato da significativi elementi percettivamente rilevanti, escludendo Castel del Monte, il monte Vulture e il Gargano (questi ultimi esterni al territorio del territorio nord barese ofantino), il paesaggio di questo territorio si presenta con forme lievi e poco emergenti (il gradino murgiano ed il sistema collinare di transizione tra la Murgia e la piana dell'Ofanto), addirittura in molti casi, appiattiti ma pur sempre significativi: le lame, le doline carsiche.

Salvo casi sporadici il paesaggio è percepibile dalle terrazze dell'altopiano murgiano verso il mare, verso la fossa bradanica, dai versanti addolciti della valle dell'Ofanto fino alla piana costiera; solo i cavalcavia poco rilevati, lungo la viabilità più veloce, costituiscono delle insolite modalità di percezione[41]. Quello che emerge e per il quale si

---

comma 10 bis.

[37] In fase di negoziazione con il Ministero dell'Economia per la rimodulazione dei fondi della Legge 208/1998, conclusasi con l'approvazione della delibera Cipe 83/2002, veniva proposta una misura di intervento denominata Qualità Ambientale che prevedeva due azioni:la promozione dell'Agenzia Territoriale per l'Ambiente (Atanbo); l'avvio del processo di Agenda 21 locale, con la realizzazione del primo Rapporto sullo Stato dell'Ambiente (Rsa) del territorio nbo e la elaborazione del Piano di Azione Ambientale (Paa).

[38] Gli esiti del primo Rsa (2005) si pongono in continuità con gli esiti delle ricerche promosse dal programma pluriennale sulle Trasformazioni degli Assetti del Territorio Nazionale (Itaten), promosso dal Ministero dei Lavori pubblici - nell'ambito della costituzione presso l'Enea dell'osservatorio territoriale per il monitoraggio delle trasformazioni territoriali e dal gruppo di Ricerche Avanzate per Innovazioni nel Sistema Agricolo (Raisa) del Consiglio Nazionale delle Ricerche. Tutti, fino agli approfondimenti sul nbo da parte del Rsa, restituiscono un'immagine del territorio come una terra di mezzo, situata tra la Capitanata e il sistema della Puglia centrale.

[39] Autorità di Bacino del fiume Ofanto e della Puglia (L. 183/1989)

[40] Parco Nazionale dell'Alta Murgia (L 394/1991)

[41] Non a caso i racconti di paesaggio più significativi di questa parte di regione e comunque di tutta la Puglia sono, semplificando, quelle del *Voyage pittoresque*, dell'abbé de Saint-Non, Paris 1783, e le splendide e fortunate campagne fotografiche aeree in cui in assenza di punti di osservazione significativi ed efficaci si opta per un punto di osservazione aereo "a volo d'uccello": Smerilli N.G. (2000), *Fra terra e aria*, Progress Comunication; la stessa campagna fotografica aerea a corredo del Rsa (2005), redatto dall'Atanbo con foto di Lorenzo Scoraggi; De Napoli L. (2006), *La Puglia dal Cielo, il mondo in una regione,* Progress Comunication.

è attratti, non è l'elemento morfologico rilevante, ma un paesaggio agrario pervasivo, esteso ed assolutizzante oltre che poco contaminato dalla presenza di insediamenti; questi ultimi si concentrano, lungo le direttici caratterizzate da fenomeni di saldatura urbana[42] e di dispersione insediativa[43]. Il paesaggio agrario si insinua tra i centri posti a grande distanza come nella breve[44], costituendo una sorta di barriera fisica che qualifica e sostanzia il viaggio scandendo ritmi, esaltando quel senso di separazione e di "altro" e di diverso che caratterizzano i centri urbani del nbo[45].

Orizzonti/strumenti attuativi, obiettivi/Itinerari del Piano di Azione Ambientale (2007)

Il processo di elaborazione del Piano di Azione Ambientale (Paa)[46] ha raccolto le istanze e gli orientamenti manifestati dai portatori di interesse locale. I forum sono stati organizzati come laboratori e tavoli di lavoro, più che come iniziative assembleari, divenendo una parte significativa della elaborazione del Paa[47]. Il Paa è un atto volontario di pianificazione di area vasta: sin dall'inizio del processo si è maturata la consapevolezza di operare in un sistema in cui non esiste un solo interlocutore istituzionale deputato al governo unitario; il territorio nbo rappresenta infatti un sistema articolato ed eterogeneo di soggetti attuatori (multi-soggetto), collocati sulla stessa scala e su più scale del governo del territorio (multi-livello).

Il Paa individua, nel panorama offerto dal fervido dibattito sugli strumenti legislativi in essere e di previsione ed in quello programmatorio ed istituzionale, alcuni orizzonti di riferimento a cui sottoporre gli esiti, le questioni e le azioni: Piano Strategico Vision 2020 per le città e le aree metropolitane (Delibera Cipe n. 20/2004) e con esso l'interlocuzione diretta con la programmazione della Regione Puglia del Fesr 2007/2013; i distretti rurali e agroalimentari di qualità e della Pesca (DLgs nr. 4 del 21 gennaio 2008) e con esso l'interlocuzione diretta con il Piano di Sviluppo Rurale (Psr) 2007/2013; l'orizzonte remoto della nuova provincia di Barletta-Andria-Trani per il Ptcp.

Il Quadro comunitario di Sostegno per il periodo 2007/2013 costituirà una delle più rilevanti opportunità di esecuzione del Piano; per tale ragione le azioni, di quest'ultimo, seguono campi di applicazione connessi ai sistemi spaziali previsti dalla programmazione strategica Regionale 2007-2013: Sistema città, sistema locale di sviluppo produttivo, sistema rurale.

---

[42] Lungo la costa tra Barletta, Trani e Bisceglie; tra i tre centri del capoluogo di Provincia di Barletta, Andria, Trani.

[43] La dispersione insediativa delle seconde case "fuoriporta" nelle aree periferiche ai centri di Trani, Corato, Andria, quest'ultimo lungo la direttrice per Castel del Monte.

[44] La distanza maggiore tra i centri edificati della nuova Provincia è mediamente contenuta tra 10 e 25 Km.

[45] La percezione del buio notturno nella percorrenza tra la maggior parte dei centri interni del Ptonbo rafforza questo senso di separazione. Il buio rimanda ad un senso di non contaminazione del paesaggio agrario, benché nasconda aspetti di monofunzionalizzazione, lasciando perlomeno l'illusione di immaginare come questo buio in fondo non è cosi diverso dal buio del Gran Sasso, del lago di Averno, del Fusaro, nel bagliore diffuso e continuo dei Campi Flegrei.

[46] Avviato nel maggio del 2005 e conclusosi nel gennaio 2007

[47] Circa 60 incontri della cabina di regia e dello staff (dalle riunioni preliminari alle selezioni degli animatori, alle giornate di corso per la formazione, fino alla stesura del Piano); 30 persone di staff; 25 forum complessivi e 1084 partecipanti; 6 tra seminari, convegni ed incontri pubblici di approfondimento; circa 50 documenti programmatici e progetti analizzati (tra Piani triennali delle opere pubbliche, PRG/PUG, etc.); 22 interveniste con soggetti privilegiati; circa 1000 questionari somministrati ai cittadini del Ptonbo.

Il processo del Piano sottopone all'area della partecipazione il set dei 10 obiettivi definiti dal Sesto Programma di Azione sull'Ambiente dell'Unione Europea "*Ambiente 2010"* e la nuova Carta degli impegni - "*Commitments Aalborg +10"*. I cinque obiettivi individuati diverranno quelli del Paa:

1."Governance": ci impegniamo a rafforzare i nostri processi decisionali tramite una migliore democrazia partecipata.

7. "Azione locale per la salute": ci impegniamo a proteggere e a promuovere la salute ed il benessere dei nostri cittadine.

3. "Risorse naturali comuni": ci impegniamo ad assumere la piena responsabilità per la protezione, la conservazione la disponibilità per tutti delle risorse naturali comuni.

6. "Migliore mobilità, miglior traffico": riconosciamo l'interdipendenza di trasporti, salute e ambiente e ci impegniamo a promuovere scelte di mobilità sostenibili.

8. "Economia locale sostenibile": ci impegniamo a creare e ad assicurare una vivace economia locale, che promuova l'occupazione senza danneggiare l'ambiente.

Il Paa individua un insieme definito di strategie e azioni provenienti da una sintesi operata tra quelle raccolte nel processo di ascolto (12 strategie, 58 azioni). Le 58 azioni del Piano sono state raggruppate, secondo criteri di sinergia e di multiobiettivo, all'interno di cinque itinerari, costituiti questi ultimi dai campi della programmazione regionale 2007/2013: Quattro sono le "azioni bandiera" per Itinerari multiobiettivo e tematici rispetto alla programmazione regionale 2007/2013 con 16 Azioni: Città partecipate; Turismo sostenibile; Energia Pulita; Paesaggi Agrari.

Dall'interpretazione degli obiettivi e degli itinerari individuati appare un modello di *governance* territoriale che, comunemente associato alle aree protette, viene trasferito ad un comprensorio, quello del nbo, articolato e caratterizzato da una pluralità di funzioni: tutela dell'ambiente, crescita economica e inclusione sociale rappresentano il paradigma per una nuova vision del territorio "Un Patto tra Parchi" ispirata a criteri concettuali di diversità (ecologica, produttiva, umana) e spaziali di riequlibrio (tra aree interne e aree costiere, tra centri e periferie, tra ambienti naturali ed antropici). In particolare attraverso:

- l'ibridazione tra pianificazione e programmazione del territorio e tutela dell'ambiente attraverso modelli di governance ecoterritoriale dalla gestione politico/amministrativa alla dimensione del progetto istituzionale. Tutto nello spirito del Quadro Strategico Nazionale, priorità 10 "Governance, capacità istituzionali e mercati concorrenziali ed efficaci"48;

- la co-pianificazione orizzontale e verticale[49]: il confronto tra comunità interessate da elementi di interdipendenza sociale e ambientale attraverso modalità di integrazione plurilivello e la condivisione di obiettivi e strategie comuni ed azioni sinergiche localizzate ai livelli diversi della pianificazione secondo concetti di transcalarità;

[48] a) innovazione tecnico-amministrativa della pubblica amministrazione nel governo dei processi decisionali e di cooperazione istituzionale, negli assetti organizzativi, nelle attività di selezione e valutazione dei progetti; b) l'adeguamento specifico delle competenze specialistiche per rendere le amministrazioni in grado di gestire i processi negoziali, nuove forme di contrattualizzazione, profili di programmazione, progettazione e attuazione complessi anche nell'ambito della costruzione di partenariati istituzionali operativi.

[49] La Regione Puglia con la Circolare n. 1/2005 – Linee interpretative per l'attuazione delle leggi regionali 20/2001 e 24/2004, introduce e auspica attività di co-pianificazione orizzontale e verticale attraverso l'incentivazione di conferenze di pianificazione ed i rapporti di collaborazione istituzionale tra regione, province e comuni.

- l'introduzione nei processi pianificatori di processi di controllo nel consumo di suolo (secondo il perseguimento di un modello di "città compatta") e governo integrato dei tracciati infrastrutturali della mobilità e della naturalità.

Terzo Paesaggio nella frontiera tripartita del PTONBO e la Rete Ecologica

Tra il Parco Nazionale dell'Alta Murgia, il Parco Regionale del fiume Ofanto e dell'area umida delle Saline di Margherita di Savoia, si collocano sotto-sistemi ambientali di transizione: lame che collegano l'altopiano carsico della Murgia con il versante sinistro dell'Ofanto e della costa. Questo insieme di elementi naturali sono "compressi" dai modi ed usi del suolo antropico, limitandosi ai luoghi dell'inacessibilità[50]. Per la loro ridotta estensione e per la natura di relittuarietà, costituiscono il *rifugio per la diversità"*[51] in un paesaggio, in gran parte già conquistato, già disegnato[52]*.* E' il Terzo Paesaggio (Tp) quello di cui parla Gilles Clément, luogo di indecisione, nomadismo, evoluzione incostante, i cui residui, lavorando per connettere i vuoti della maglia delle attività antropiche, assumono uno stato liquido per la capacità di modificarsi e debordare. Il Tp, luogo dell'identità e d'esercizio delle strategie della memoria, è una terra di frontiera e ibridazione di specie diverse, sostiene un modello inclusivo basato sulla compresenza di variabili, all'origine del funzionamento ecologico e della ricchezza ecosistemica; non ha scala poiché le include tutte, e contempla l'entropia spaziale, che per essere gestita richiede anzitutto d'essere riconosciuta.

Le azioni del Paa sono state raggruppate in itinerari, in cui quello dei "paesaggi rurali" ha come obiettivo principale la riduzione della perdita di biodiversità territoriale. La Re costituisce una delle azioni rilevanti; essa è intesa quale disegno complessivo di organizzazione di interventi di rinaturalizzazione riferibili soprattutto e per ovvie ragioni di pragmatismo, al paesaggio ordinario e del Tp.

Il Tp, quello dell'abbandono, dell'incertezza, costituiscono le sole parti di un possibile sistema di connettività naturale per immaginare realisticamente ed in un tempo relativamente breve il riequilibrio dei flussi di energia e materia in spazi monofunzionalizzati come quello agrario e quello urbanizzato. Sempre più chiaramente, la Re si è configurata come un concetto semplice e comprensibile che porta con sé aspetti dinamici, di relazionalità, ramificazione e di continuità naturale tra parti isolate, sia alla grande scala che a quella locale. Se l'innovazione culturale include nel paesaggio l'intero territorio (e tutte le relazioni sociali, culturali ed economiche presenti), l'istanza progettuale della rete coinvolge sistematicamente attori e progetti, a qualunque scala essi appartengano. In questa visione, la Re va intesa quasi come una politica di rinaturalizzazione del territorio, consapevolmente orientata ad accettare l'idea di *contaminazioni inedite* tra i fruitori della rete, in cui i confini diventano frontiere ed i sistemi diventano aperti. Gli scenari che la Re contribuisce a delineare, non possono che essere "sfumati", con un livello di incertezza dimensionale e progettuale, non necessariamente prevedibili in quanto innescate in un paesaggio umano altamente complicato. La Re è l'esito di una consapevole limitata capacità (o parsimonia) di impegnare un numero limitato di variabili nell'elaborazione del Piano (inversamente proporzionale a quelle presenti nel paesaggio antropizzato) e che non ha la pretesa di avviare reazioni, delineare configurazioni fedeli al progetto, ma prevedere margini di

[50] Costituiti dai solchi erosivi della fascia pedemurgiana, insieme al grande patrimonio di cultura materiale rupestre che si addensa lungo gli affioramenti calcarenitici dei versanti.
[51] CLEMENT G., Manifesto del terzo paesaggio, 2005
[52] Carta della vegetazione naturale Agenzia Territoriale per l'Ambiente del Ptonbo

"sostenibile incertezza" e lasciando proprio alle capacità endogene del sistema di trovare una inedita dimensione di equilibrio[53]. L'interesse della Re è indirizzato alla valorizzazione dei luoghi dell'indecisione, della non-organizzazione, restituendo ad essi dignità e costruendo una continuità biologica con i territori organizzati (aree parco). La Re quale strumento multiscalare e multispaziale, costituisce un elemento di miglioramento e di robustezza del paesaggio agrario, anche nelle aree di frontiera. *Questa si sta caratterizzando per un progressivo rafforzamento dell'integrazione degli obiettivi ambientali nel quadro delle politiche di mercato e per lo sviluppo rurale*[54]. La sua valenza naturalistica si presta ad accogliere interpretazioni e compromessi arrivando ad ospitare, al suo interno, più forme e con diverso gradiente di naturalità ma sempre in continuità lungo un transetto rappresentativo che raccoglie il *sistema città, sistema locale di sviluppo produttivo, sistema rurale,* contaminandosi delle funzioni dei territori attraversati[55] dai *corridoi/condotti* della naturalità alla grande scala fino alle Re urbane[56]. Nel processo volontario e multi-soggetto del Piano, l'attuazione della Re segue percorsi di "opportunità", rintracciabili nel quadro normativo della programmazione regionale, pianificazione settoriale regionale e comunale, in particolare:

il disegno di legge regionale (Puglia) sui distretti rurali e agroalimentari di qualità e della Pesca (DLgs nr. 4 del 21 gennaio 2008) e le opportunità della Re nel processo di governance[57], più che di pianificazione;

l'inserimento della Re quale elemento volontario detrattore di aree idonee per l'installazione di impianti eolici nel Comune di Spinazzola [58].

---

[53] I teoremi di Godel, assieme al principio di Heisemberg, l'insieme di Montelbrot, sostengono l'esistenza di margini di reazioni, configurazioni (pattern) non prevedibili; la rinuncia alle pretese razionalistiche di una capacità assoluta della ragione di conoscere e di cogliere mediante una certezza assoluta.

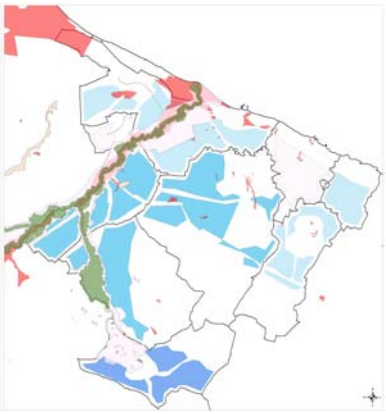
[54] Gori M., Guccione M., (2006) *Nuovi strumenti per la pianificazione eco-compatibile delle aree rurali,* in Atti del XVI Congresso della Società Italiana di Ecologia Viterbo/Civitavecchia 2006.

[55] È stata avviata una attività di validazione del modello di Re del territorio nord barese/ofantino attraverso l'impiego di specie target selezionate rispetto al rapporto tra rappresentatività (specie stenoecie ed interior); stato di conservazione in ambienti aperti, naturali e semi-naturali (praterie, prati-pascoli); fauna terrestre comune legata prevalentemente ad ambienti umidi. Il modello applicato (Gori et al, 2007) prende in considerazione due parametri, l'idoneità ambientale e la sensibilità alla frammentazione seguendo l'approccio indicato da Verboom et al. che consiste nell'individuazione di aree adatte a mantenere delle Key population, . A. Buonadonna, M. Gori , M. Guccione , M.Iacoviello , G. Pavone, F.B.F. Ronsisvalle.

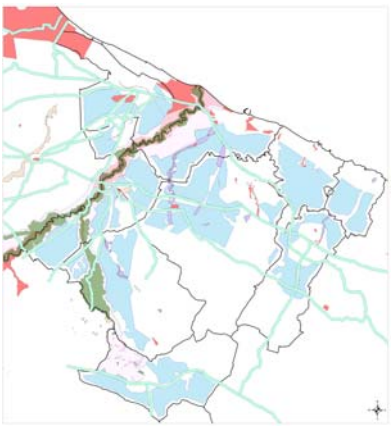
[56] L'esperienza del Comune di Roma. Dimaggio C., Ghiringhelli R. (1999), *Reti ecologiche in aree urbanizzate,* Atti del Seminario, Quaderno n. 13, Franco Angeli; sul tema della rete ecologica lungo il transetto agricolo/rurale – urbano denso, cfr. Ingegnoli V., Giglio E. (2007), *Ecologia del Paesaggio*, Sistemi editoriali, tav. XVI.

[57] Guccione M., Campana L. (2007) *Distretti Rurali e nuova agricoltura,* in Urbanistica informazioni, n. 211, pag. 53.

[58] Nell'ambito delle attività di co-pianificazione verticale con l'Agenzia Territoriale per l'Ambiente del Ptonbo in materia di sviluppo delle risorse energetiche da fonti rinnovabili (Delibera Giunta Comunale nr 0011 dl 5 febbraio 2008 - Convenzione firmata a Spinazzola il 24 marzo 2008). In particolare finalizzata all''individuazione, ai sensi dell'art. 6 comma 3 del L.R. n 16 del 4/10/2006 e di ulteriori aree ritenute non idonee a seguito di ricognizioni del sistema territoriale di area vasta e comunale, e dagli aspetti socio economici; ricerca e sviluppo di misure mitigative e compensative prodotte dagli impatti ambientali esercitati dalle installazioni eoliche e dagli interventi ad essi connessi. Il riconoscimento della Re nel Piano Regolatore per l'installazione di Impianti Eolici (PRIE) ha permesso di ridurre la superficie idonea da 6.820 ha a 5.715 (pari 31,30% della superficie comunale).



Aree idonee come da regolamento senza le detrazioni di aree di interesse ambientale tratte dal processo volontario (Piano di Azione Ambientale e RE)



Aree idonee con le detrazioni di aree di interesse ambientale tratte dal processo volontario (Piano di Azione Ambientale e RE)

Il Terzo paesaggio del Parco Regionale agro-naturale del fiume Ofanto

La Legge Regionale n. 37/2007 istituisce il Parco Naturale Regionale "Fiume Ofanto". Il processo di attuazione del Parco è caratterizzato da un conflitto sociale che si incentra attorno alla perimetrazione[59]. Il Parco si colloca in un contesto multi-soggetto e multivincolo caratterizzato da numerosi portatori di interesse che a vario titolo sono coinvolti agli aspetti gestionali delle risorse suolo e acque, quelli scientifici, amministrativi, sociali. Le prospettive di sviluppo, sia a medio che a lungo termine, del Parco fluviale dell'Ofanto sono fortemente condizionate da uno stato di fatto costituito dalle opere di messa in sicurezza idraulica di gran parte del tratto pugliese. Le scelte importanti, quelle realmente determinanti, furono fatte, nel bene e nel male, in quella stagione (a finire del 1970) restituendo argini in terra battuta che oggi dividono la proprietà pubblica da quella privata, la natura dalla campagna, l'incertezza dalla certezza, la disattenzione dall'attenzione. Le aree interne agli argini sono le aree in cui si condensa, si limita la naturalità relittuaria e residua, compressa da una parcellizzazione agraria predominante e da pratiche agricole intensive e altamente idroesigenti; oltre gli argini, si sviluppa la gran parte delle aree del Parco. In questo luogo si manifestano il maggior numero di "conflitti" tra i soggetti portatori di interesse. Una vision proposta, per questo luogo, è quella più vicina ad un luogo di forte ibridazione tra agricoltura e natura, in cui il percorso può essere indicato in azioni di corretta informazione; la semplificazione dei rapporti tra governo del territorio e operatori economici, culturali ecc, e l'incentivazione finalizzata a mettere in discussione le modalità consolidate e caparbie di gestione produttiva dei suoli agricoli verso attività compatibili con il sistema ambientale. Ovvero la costruzione di un consenso sociale che parta da una progettualità "pioniera" di tipo compensativo e che abbia il senso della concretezza "visibile" oltre che "minima ed efficace" e che si muove proprio lungo il

[59] Il 17 luglio 2007, sul supplemento del Bollettino Ufficiale della Regione Puglia nr. 101 è stato pubblicato il Disegno di Legge 21 Maggio 2007, nr. 14, per l'istituzione del Parco Naturale Regionale "Fiume Ofanto" ai sensi e per effetto dell'art.8 della Legge Regionale 19/1997. I limiti del Parco Regionale sono oggetto di un "conflitto" tra associazioni agricole, comunità locali, Regione Puglia.

"terzo paesaggio" senza entrare nei lotti agricoli, mantenendosi sul bordo; rafforzando tutte quelle aree minori di naturalità e incertezza negli usi[60], allocate lungo la trama dei segni di lunga durata del paesaggio agrario della Piana alluvionale[61]; lungo la viabilità rurale, le *fasce tampone boscate* della *trama agricola a maglia stretta* (Bocagè), le scarpate dei paleo alvei. L'approfondimento del negoziato con la programmazione regionale 2007-2013 (Piano di Sviluppo Rurale, POR), in ordine all'opportunità di prevedere misure ed incentivi di compensazione, premialità, diventa cogente per supportare questa inversione di tendenza che assume sempre più la portata di un "cambio generazionale" nel rapporto fra campagna e natura.

Conclusioni

Il paesaggio agrario di questa parte di Puglia, assolutizzante e pervasivo, ancora suscita quel immagine di Cesare Brandi, quella di una "Puglia come mare di ulivi e di viti" in cui i centri urbani sono ancora compatti come isole. L'agricoltura qui concorre alla formazione di un paesaggio ecologicamente monofunzionalizzato e semplificato; ciò nonostante è però pur sempre l'unico in grado, perché economicamente conveniente (se non altro potenzialmente), di contrastare ancora modelli tendenziali di sviluppo insediativo del tipo di città diffusa. In un momento in cui la nuova sesta provincia di Barletta/Andria/Trani si propone come nuovo territorio di area vasta unitario tra le province di Foggia e Bari, lo spazio compreso fra i centri edificati costituisce il luogo di condivisione e di ritrovato interesse, quale fattore identificativo e di coesione capace di unire le municipalità ma al tempo salvaguardandone la loro diversità e ruolo.

Il paesaggio agrario compreso nella Bat produce separazione spaziale, non isolamento tra le dieci città che compongono la provincia. La fusione spaziale in uno scenario da città metropolitana o la negazione delle inedite contaminazioni generate dalla città tripartita muovono alla cancellazione di quel mare di ulivi e viti che potrebbero costituire la garanzia di mantenimento delle identità insediative.

In questo senso appare rilevante guardare al panorama legislativo regionale e quello programmatorio 2007/2013 in un'ottica di riconferma del sistema territoriale di riferimento della nuova sesta provincia come invariante spaziale, riducendo i margini di ibridazione sui fronti esterni. Cioè proponendo un sistema di riferimento territoriale compatto ed unitario in cui far convergere, in un'ottica di reale efficacia di integrazione tra pianificazione e programmazione, i soggetti e gli strumenti della programmazione regionale 2007/2013, oltre che quelli istituzionali della nuova provincia: *Piano Strategico Vision 2020 per le città e le aree metropolitane*; i *distretti rurali e agroalimentari di qualità*; il Ptcp.

[60] La cava di calcare in località San Samule di Cafiero in agro di San Ferdinando di Puglia.

[61] Il Derivativo ofantino- già Canale di Bonificazione 1845 in agro di Trinitapoli, AFAN DE RIVERA CARLO: "Memoria sui mezzi per ritrarre il massimo profitto dal lago Salpi coordinando quest'impresa a quella più vasta di bonificare e migliorare la pianura della Capitanata"; Napoli, Stamperie e cartiere del Fibreno, 1838. Il Tratturo Regio/Ponte Romano in agro di Canosa di Puglia.

Riferimenti bibliografici

Angrilli M. (2002), Reti verdi urbane, Quaderni dei Dipartimenti di Architettura e Urbanistica di Pescara n. 13, Palombini Editore
Barone M., Iacoviello M. (2007), I nuovi itinerari del Piano, in Piano di Azione Ambientale del Pto nbo, Azioni Attuative, vol. 2
Borri D., La Puglia, (1996) in A. Clementi, G. Dematteis, P.C. Palermo (a cura di), Le forme del territorio italiano, Bari, Laterza
Clément G. (2005), Il Manifesto del Terzo paesaggio, Quodlibet
De Napoli L. (2006), La Puglia dal Cielo, il mondo in una regione, Progress Communication
Dimaggio C., Ghiringhelli R. (1999), Reti ecologiche in aree urbanizzate, Atti del Seminario, Quaderno n. 13, FrancoAngeli
Gori M., Gruccione M., (2006) Nuovi strumenti per la pianificazione eco-compatibile delle aree rurali, in Atti del XVI Congresso della Società Italiana di Ecologia Viterbo/Civitavecchia 2006
Gruppo studi Heliopolis, (2003) Territori incerti e paesaggi intermedi il caso del Piano di Sviluppo Locale 2003 del Gruppo di Azione Locale (Gal) Daunofantino, in Area Vasta Giornale di Pianificazione Urbanistica e organizzazione del Territorio della Provincia di Salerno, Anno IV, n. 6/7
Guccione M., Campana L. (2007) Distretti Rurali e nuova agricoltura, in Urbanistica informazioni, n. 211
Iacoviello M., Ieva B. (2007) I segni di lunga durata del paesaggio della Valle dell'Ofanto: la bonifica borbonica di Afan De Rivera tra strategia e progettazione integrata, in Atti del Convegno Canosa Studi Storici 2007 (in stampa)
Mininni MV. (1996), Risorse ambientali, in Grittani G. (a cura di), Un approccio metodologico alla pianificazione di area vasta. Il caso del sistema urbano della Puglia centrale, CNR - RAISA -, Edizioni Franco Angeli
Mininni MV. (2006), dalla prefazione al libro di Pierre Donadieur, Campagne urbane, Donzelli
Smerilli N.G. (2000), Fra terra e aria, Progress Communication
Tiezzi E. (1992), Tempi storici tempi biologici, Garzanti
Zanini P. (1997) Significato del confine, Bruno Mondatori

LA SALVAGUARDIA DELLE FUNZIONI ECOLOGICHE DELLA COSTA ALLA SCALA DI PAESAGGIO E PROCESSI DI GOVERNANCE IN PUGLIA.

M.R. Lamacchia[1]

[1] Polytechnic of Bari, ICAR Department, Bari, Italy,
Via Orabona, 4, 70125, Italy. e-mail:mr.lamacchia@poliba.it

Protection of coastal ecological functions at the landscape scale and coastal management processes in Apulia.

Coastal areas, at the landscape scale, can be defined only moving from their nature of boundary, relationship area between land, sea. Landscape Ecology theories give a strong functional connotation to the concept of boundary. Forman (1995), in analogy with cellular membrane, widely studied by medicine, defines habitat, filter, conduit, source and sink, as the basic functions of a boundary at the landscape scale.

The present work analyses the main consequences of the interpretation of the coast as boundary on coastal planning and management, investigating, in particular, the main process going on Apulian Coasts.

Abstract

Alla scala del paesaggio l'area costiera non può essere definita se non a partire dalla sua natura di confine, come ambito cioè delle relazioni tra la terra e il mare. L'ecologia del paesaggio attribuisce al concetto di confine una forte connotazione funzionale. Forman (1995) utilizzando l'analogia con la membrana cellulare, confine ampiamente studiato in medicina, individua habitat, filtro, condotto, sorgente e ricettacolo come le funzioni basilari di un confine alla scala del paesaggio.

Il presente lavoro analizza le possibili implicazioni sui processi di pianificazione e di governante costiera, che questa interpretazione della costa come confine può suggerire, guardando in particolare ai processi in atto lungo alcuni territori costieri della Puglia.

Introduzione

Ai fini della gestione dei paesaggi costieri, molto utile, in termini tanto teorici che pratici appare l'interpretazione dell'ambito costiero come confine, come ambito cioè delle relazioni tra la terra e il mare. Una riflessione sulle funzioni ecologiche della costa alla scala di paesaggio, può trarre allora importanti spunti dall'approfondimento del concetto di confine (boundary) e dei concetti ad esso collegati di frontiera (border), margine (edge), zona di transizione (transition zone), gradiente (gradient) Tali concetti saranno esplorati, in questa sede, attingendo principalmente dalle riflessioni elaborate in merito dall'ecologia del paesaggio, ma anche da altre teorie come quelle della logica fuzzy e dei frattali.

Attraverso lo studio dei confini tra ecosistemi ed usi del suolo alla scala del paesaggio, l'ecologia del Pesaggio, infatti, fornisce importanti strumenti per la comprensione della struttura, del funzionamento e del cambiamento delle aree costiere, mentre le teorie della logica fuzzy (fuzzy logic) suggeriscono la strutturale indeterminatezza propria dei confini tra le regioni spaziali così come tra i concetti e la

teoria dei frattali ci aiuta a comprenderne la dipendenza spazio-temporale di forme e misure costiere.

Il modello interpretativo: la costa come confine

La riflessione sulle aree costiere è di per se una riflessione sul confine (Bartlett 1999). E ciò per diverse ragioni: (i) l'area costiera per sua stessa natura costituisce un confine: il confine tra la terra, il mare; (ii) la costa può essere vista come una frontiera culturale e concettuale tra ciò che è conosciuto e ciò che a confronto è sconosciuto; (iii) la linea di costa coincide sovente con un confine amministrativo e giurisdizionale: essa spesso segna il limite tra ciò che è sotto la giurisdizione locale -la terra emersa- e ciò che è sotto la giurisdizione nazionale o internazionale -il mare.

Molte sono state le riflessioni sulla natura e sul ruolo dei confini da parte di un'ampia gamma di discipline, che va dagli studi sulla struttura e sul funzionamento delle membrane cellulari, in campo medico-biologico, alle considerazioni sui grandi confini tra le nazioni e gli stati, elaborate in campo politico. Tutti i tipi di confini presentano però un carattere fondamentale e delle caratteristiche strutturali e funzionali comuni, tali caratteristiche costituiscono un patrimonio di grande utilità nell'analisi della costa come confine.

Frontiere, confini, linee di confine, margini, e gradienti

I concetti bi base di frontiera (frontier), confine (boundary), linea di confine (border), zona di transizione (transition zone), margine (edge), gradiente (gradient), ecotono (ecotone), costituiscono il fondamento metodologico delle considerazioni che seguono, risulta pertanto necessario in prima istanza discutere sui significati specifici che tali termini assumono nelle varie lingue e discipline.

Secondo l'analisi etimologica condotta da Zanini (1997) il confine (boundary) indica un limite comune, una separazione tra spazi contigui, la frontiera (frontier) rappresenta invece il limite ultimo, la fine della terra, la linea oltre la quale avventurarsi significa andare al di la della superstizione, contro il volere degli dei. La frontiera è instabile, è qualcosa in continua evoluzione. Stabilire un confine, al contrario significa fondare uno spazio, definire un punto fermo, una linea certa e stabile, almeno fino a quando non si modificano profondamente le condizioni che l'hanno determinata. Il confine impone, con l'evidenza dei suoi segni una sicurezza che la frontiera, luogo vasto ed indeterminato non può assicurare. Il confine separa due spazi in maniera più netta di quanto faccia la frontiera. La frontiera non è rappresentabile come una linea, è piuttosto una zona sfrangiata, più o meno larga in funzione dei rapporti che corrono da una parte e l'altra del confine, una striscia in cui non è possibile distinguere ciò che appartiene al suo interno e ciò che sta al suo esterno.

Una accezione diversa assume il termine confine nelle teorie dell'Ecologia del Paesaggio dove la distinzione tra la linea di confine bordo (border) e confine (boundary) assume un'importanza centrale, con la linea di confine bordo (border) più assimilabile ad una soglia e il confine (boundary) ad una fascia di spessore variabile (Forman & Moore 1992).

Secondo l'Ecologia del Paesaggio, l'introduzione di energia può provocare eterogeneità spaziale in un paesaggio attraverso due modelli: il modello del mosaico e il modello del gradiente. Nel primo modello gli elementi del paesaggio sono chiaramente individuabili e ogni elemento presenta un area interna e un margine. I margini di due tessere adiacenti sono separati da una linea di confine e si combinano a formare il

confine vero e proprio o zona di confine; così in un paesaggio costiero la linea di costa costituisce il bordo tra il margine dell'ecosistema (o paesaggio) marino e il margine dell'ecosistema (o paesaggio) terrestre. I due margini insieme descrivono la zona di confine che, per l'appunto, chiamiamo area costiera. Nel secondo modello, il modello a gradiente, gli elementi del paesaggio si trasformano gradualmente negli elementi adiacenti, creando eterogeneità nel paesaggio attraverso un continuum di variazioni. Non ci sono veri e propri confini, bensì zone di transizione, caratterizzate da gradienti - aumento o decremento regolare di un fattore in ragione di una distanza.

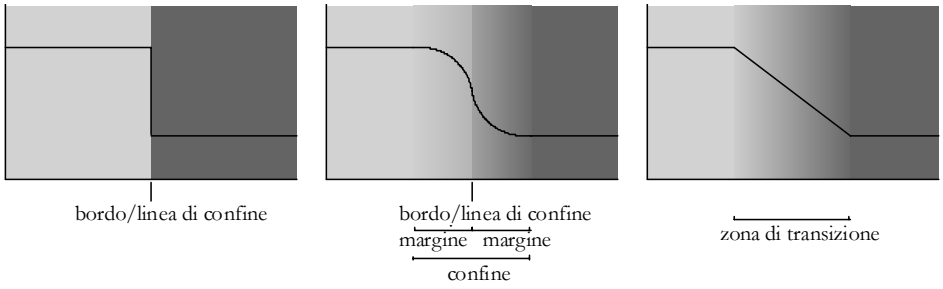


Fig. 1 Relazioni spaziali tra linea di confine o bordo, margini, confine, e zone di transizione (Forman 1995, modificato)

Il modello del mosaico, caratterizzato da confini netti, e il modello del gradiente, dove i confini sembrano non esistere affatto, non sono modelli che si escutono a vicenda. Nella realtà essi coesistono nello stesso paesaggio, mostrandosi alternativamente più appropriati in ragione della scala di osservazione scelta.

La linea di costa osservata alla scala di paesaggio appare come un bordo, una linea di confine, ma osservata ad una distanza più ravvicinata, svela la sua natura di zona di transizione, di gradiente ambientale per l'appunto. L'area costiera invece conserva la sua natura di confine a tutte le scale, ciò che varia con la scala è solo il suo spessore.

Similmente la teoria fuzzy descrive un mondo grigio caratterizzato da confini sfrangiati dove le cose cambiano impercettibilmente nel loro opposto , dove tutto è questione di misura e dipende dalla scala di osservazione (Kosko 1993). Secondo questa teoria il passaggio tra la terra e il mare -la linea di costa- è normalmente considerato confine, ad un'osservazione ravvicinata mostra la sua natura di zona di transizione: anche se fermassimo il tempo e descrivessimo l'area costiera molecola per molecola non riusciremmo a fissare la linea di divisione tra terra e mare (linea di costa), ne tantomeno il margine dell'area costiera.

Usando le categorie della logica fuzzy, confini netti e zone di transizione costituiscono solo gli estremi teorici di una gamma di confini più o meno repentini: tutto è questione di misura, tutto è sempre in una certa misura fuzzy, vago, sfumato; non esistono confini costieri netti, o meglio, ogni confine costiero possiede un certo grado di vaghezza, una certa misura fuzzy, e i confini costieri netti, così come i gradienti perfetti, sono solo dei casi limite presenti più spesso nei modelli interpretativi della realtà che nella realtà vera.

E' possibile spiegare questo concetto attraverso una metafora: immaginiamo di salpare per una traversata intercontinentale, mano a mano che ci si allontana dal porto si è sempre meno nell'area costiera e sempre più nell'oceano, questo viaggio tra la

costa e la non-costa è rappresentabile su una retta i cui estremi costituiscono la costa e la non-costa, senza che sia possibile individuare alcun punto di discontinuità.

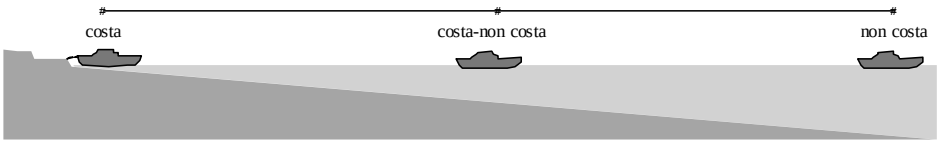


Fig.2 Natura fuzzy delle cose e dei fenomeni.

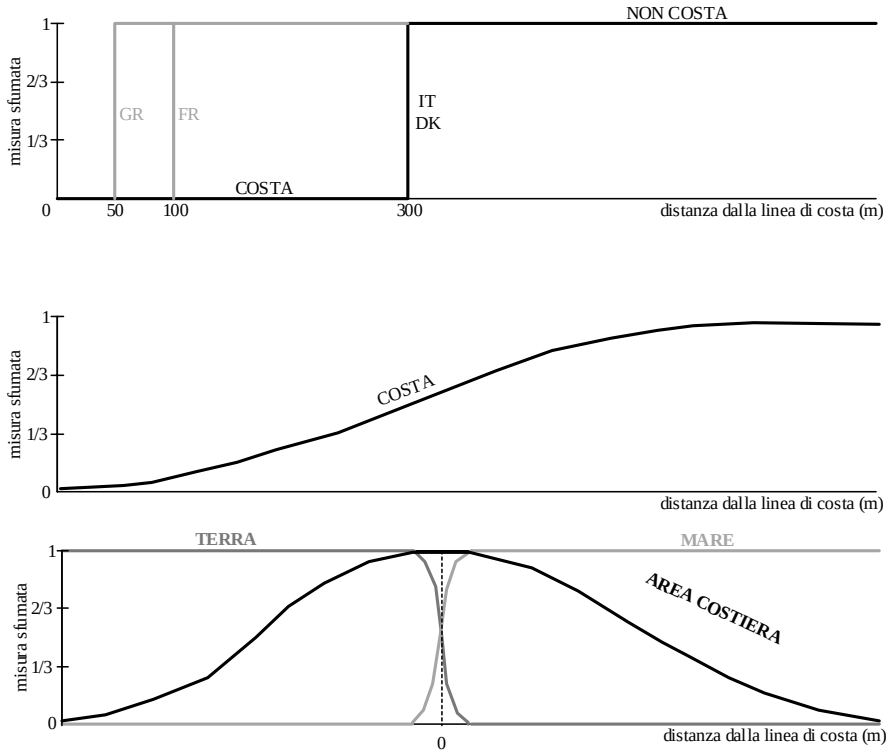


Fig. 3 Linea di demarcazione e curva fuzzy della costa

L'art 142 del Codice Urbani in Italia, Il piano Paesistico vegente in Puglia, così come la Legge per la Protezione della Natura in Danimarca, fissano –in prima istanza- il limite di inedificabilità costiera a 300 metri dalla costa, una casa può essere tranquillamente costruita a partire da 301 metri di distanza dalla costa. Tali leggi, tracciano artificiosamente la linea tra ciò che è costa e ciò che non è costa sulla scala della distanza dalla riva. Molte altre leggi, in nazioni diverse tracciano questa linea a distanze diverse, la Loy Littoal francese la traccia a 100 metri, la legge 2344/40 greca a 50 metri, ed è difficile decidere quali di queste linee sia più appropriata.

Poiché la proprietà di una nave o di un edificio di essere costiero decresce con la distanza dalla linea di costa, la teoria fuzzy traccia una curva piuttosto che una linea tra i concetti opposti, tra area costiera e area non costiera.

La logica fuzzy riconosce l'esistenza di concetti dai confini più o meno fuzzy, e ne misura il grado di indeterminatezza. Tanto maggiore è la pendenza della curva che

divide ciò che certamente appartiene ad una regione e ciò che certamente non vi appartiene, tanto meno fuzzy è il confine tra le due regioni in oggetto. Il confine tra la terra e il mare ad esempio appare certamente più ripido del confine tra l'area costiera e l'interno.

Similmente l'ecologia del paesaggio riconosce l'esistenza di confini più o meno duri, e distingue i confini curvilinei da quelli diritti: (i) i primi normalmente sono il risultato dei processi naturali, contengono superfici concave e convesse, piccole macchie di un tipo di paesaggio immerse nell'altro tipo e inducono considerevoli interazioni e movimenti tra gli ecosistemi limitrofi; (ii) i secondi, frequenti nelle aree modificate dall'uomo, non presentano ne lobi, ne piccole macchie, e spesso costituiscono delle barriere agli scambi tra ecosistemi attigui.

Nel caso della linea di costa un confine duro può essere ben rappresentato da una costa urbana e in particolare dalla banchina di un porto, mentre un confine morbido può essere rappresentato da una palude costiera. Il diverso grado di morbidezza dipende sia da fattori geomorfologici, ma anche dal grado di antropizzazione, le opere di bonifica, o le cosiddette opere di cementificazione delle coste, tendono a separare in modo netto gli ambiti marini da quelli terrestri in teoria per difendere i secondi dalle incursioni dei primi, in pratica ottenendo a volte l'effetto opposto.

Le funzioni dei confini

Nell'Ecologia del Paesaggio (Landscape Ecology) il concetto di confine tuttavia ha una forte connotazione funzionale, utilizzando l'analogia con la membrana cellulare, confine ampiamente studiato in medicina (Finean et al. 1984, Stein 1986), Forman (1995) individua le funzioni basilari di un confine alla scala del paesaggio.

La membrana cellulare funziona come un filtro diversamente permeabile, che si lascia attraversare da alcuni materiali ma non da altri, diversi materiali la attraversano in luoghi diversi, in tempi diversi e attraverso meccanismi differenti: le piccole molecole la attraversano per diffusione passiva, mentre le grandi molecole la attraversano in corrispondenza delle grandi proteine. Inoltre la membrana contiene alcune molecole ricettive le quali interagiscono con le molecole delle cellule aderenti.

I confini del paesaggio, ivi compresa la costa, esibiscono funzioni molto simili a queste, essi incidono sul tasso di movimenti e sui flussi tra ecosistemi, attraverso cinque funzioni di base: (i) habitat (ospitano un gran numero e varietà di specie), (ii) filtro (rallentano o accelerano i flussi ad essi trasversali), (iii) condotto (favoriscono i flussi longitudinali), (iv) sorgente (forniscono oggetti), (v) ricettacolo (assorbono oggetti).

I principali vettori che rendono possibili questi movimenti sono; il vento, l'acqua, i volatili, gli animali, gli uomini e le automobili; i primi due creano dei flussi di massa, dovuti alla presenza di un differenziale energetico tra la terra e il mare (spesso un differenziale termico), mentre gli altri sono dotati di una capacità locomotiva propria (Forman 1981, Wiens et al. 1986, Forman & Godron 1986, Forman & Moore 1992). Il ruolo svolto dai confini nei confronti degli uni e degli altri differisce notevolmente, di norma accelera i flussi di massa mentre rallenta o inibisce i movimenti locomotori in ragione del differente comportamento di animali ed uomini nei due media.

La costa come Habitat

La funzione di habitat è riconoscibile nell'elevata diversità ecologica (ricchezza di specie e di individui) che caratterizza le aree costiere (effetto margine). Esse sono popolate da specie cosiddette di margine ma anche da specie comuni negli ambienti

terrestri o in quelli marini. Le prime possono vivere solo a cavallo tra i due ambienti - come ad esempio alcune specie di volatili (pescatori)- poiché sfruttano la possibilità di accedere contemporaneamente alle risorse terrestri e a quelle marine, le seconde sono specie comuni nel paesaggio ma mostrano un densità demografica superiore in corrispondenza delle aree costiere. Tra queste ultime possiamo includere a pieno titolo la specie umana, la quale si insedia preferenzialmente lungo la costa. Le aree costiere così come la membrana cellulare presentano dei ricettori, degli elementi che facilitano i movimenti tra i diversi ambienti (si pensi ad esempio al ruolo svolto dai porti, tanto commerciali quanto pescherecci), la presenza di questi elementi gioca un importante ruolo nella produzione del cosiddetto effetto margine.

La costa come filtro

La funzione di filtro (filter) è riconoscibile nella diversa permeabilità che esso esibisce nei suoi diversi tratti nei confronti dei diversi elementi. Così come gli altri confini del paesaggio esso accelera i flussi, principalmente di aria e di calore (le zone costiere sono notoriamente più ventilate e più miti delle aree interne) e rallenta i flussi basati sulla locomozione (l'operazione di interscambio tra vettori di trasporto marittimi e vettori di trasporto terrestri, nonostante i grossi investimenti per creare veloci procedure lift-on/lift-of e roll-on/roll-of, rallenta il processo di movimentazione delle merci). Inoltre alcuni tratti di costa (le cosse basse) sono notoriamente più accessibili da terra e da mare di altri. La teoria della membrana indica che una storia di abbondanti flussi produce una più ricca tessitura della membrana la quale mostra una struttura eterogenea (Wiens 1991, Forman & Moore 1992), similmente anche le coste con una ricca storia di flussi appaiono più eterogenee, basti pensare ancora una volta all'opera dell'uomo che nei secoli ha teso a rendere più facilmente accessibili alcuni tratti di costa e meno altri per proteggere i propri insediamenti dalle invasioni dal mare e dalle invasioni del mare.

La funzione di filtro sembra inoltre essere legata al grado di curvilinearità dei confini. I flussi trasversali infatti sembrano aumentare con il grado di curvilinearità.

La costa come condotto

La funzione di condotto (conduit) è riconoscibile nei flussi paralleli alla costa che caratterizzano i movimenti di molti elementi sia biotici che abiotici. Le correnti marine costiere ad esempio favoriscono il trasporto solido longitudinale dei sedimenti l'interruzione del quale provoca i ben noti fenomeni di erosione; anche l'uomo si muove preferenzialmente lungo la costa, da sempre e costruisce strade che la costeggiano in modo da rendere più veloce questo movimento. Similmente esso traccia per varie ragioni, più sottocosta possibile le sue rotte marine.

La costa come sorgente e ricettacolo

Le funzioni di sorgente/miniera (source) e di ricettacolo/discarica (sink) sono riconoscibili nei numerosi flussi di energia, materia ed organismi che legano la fascia costiera all'oceano e alla terraferma. Basti pensare al complesso equilibrio sedimentologico il quale dipende dalla quantità di materiali solidi apportata dai corsi d'acqua e dalla quantità risucchiata dalle onde verso i fondi oceanici. Tali funzioni sono anche illustrate in modo esemplare dall'uomo che dal suo habitat terrestre si sposta sul margine della terra e del mare per sfruttarne le risorse (estetiche, biologiche e minerarie) e per depositare i prodotti di scarto dei propri processi produttivi.

La considerazione delle funzioni di sorgente e ricettacolo delle aree costiere induce inoltre a riflettere sulla necessità di considerare, nella definizione di piani e politiche di gestione, gli effetti indotti in un'ampia regione, che, in qualche modo, costituisce il bacino di influenza o di utenza dell'ambito propriamente costiero.

Conseguenze per il governo della fascia costiera in Puglia

Gli strumenti di governo delle aree costiere in Puglia

Nella Regione Puglia al momento attuale gli strumenti di pianificazione ed indirizzo che governano le trasformazioni delle aree costiere appaiono frammentari e settoriali.

Lo strumento che da decenni riveste di fatto una reale cogenza è stato lo strumento urbanistico di regolamentazione degli usi del suolo di livello comunale, nelle sue diverse forme che vanno dal PdF al PRG e/o al PUG che, nella maggior parte dei casi, si sono limitati a stabilire le forme delle edificazioni possibili attraverso i principali parametri urbanistici di tipo quantitativo (Rapporti di Copertura, indici di fabbricabilità fondiaria) e delle destinazioni d'uso (zoning).

Solo a partire dalla emanazione della L 431/85 Legge Galasso, che al livello nazionale imponeva la necessità per le regioni di dotarsi di piani paesaggistici, imponeva a titolo di salvaguardia fino a tale momento l'inedificabilità assoluta per una fascia di 300 metri dalla battigia, la costa è stata riconosciuta come bene strutturale all'interno del paesaggio. Il PUTT/Pba (Piano Urbanistico Territoriale Tematico Paesaggio e Beni Ambientali), strumento urbanistico regionale di recepimento di questa legge che è stato approvato solo alla fine del 2000, non è stato però capace di cogliere il vero valore di tale ambito; infatti, pur riconoscendo all'intera costa pugliese un valore almeno distinguibile, e in molti casi rilevante o eccezionale con collegato obbligo di attestazione di compatibilità paesaggistica preventiva ad ogni trasformazione, ha spesso limitato tale attenzione alla fascia dei 300 metri dalla battigia.

La pianificazione di settore ambientale che annovera Parchi Naturali Regionali, e i siti della Rete Natura 2000 (SIC - Siti di Interesse Comunitario proposti, ZPS - Zone di Protezione Speciale) contribuisce in modo considerevole al governo delle trasformazioni di ampie porzioni del territorio costiero regionale. E' l'unica pianificazione che attraverso l'individuazione di alcuni ambienti sommersi prende in considerazione contestualmente le componenti terrestri e marine del sistema costiero.

Infine a partire dal 2001 molti comuni pugliesi si sono dotati di Piani Comunali delle Coste al fine di normare l'uso delle proprie aree demaniali marittime, con cogenza ristretta alla sottile fascia litoranea demaniale, e orientato a dare risposta alla sola questione dell'uso turistico-balneare dei litorali. Non ancora approvato è invece il Piano delle Coste Regionale che dovrebbe nell'ottica di una pianificazione maggiormente integrata garantire quadri di coerenza

Governare la costa pugliese come un confine

Guardando alla costa della regione Puglia e alle politiche di governance ivi attuate, l'interpretazione dell'area costiera come confine fornisce alcuni criteri per la predisposizione di efficaci politiche e piani di gestione costiera.

Il modello interpretativo relazionale, che suggerisce di guardare alla costa come ad un luogo in tensione tra la terra e il mare, ad esempio suggerisce: (i) la necessità, a fronte della settorialità degli strumenti di governo attivi al livello regionale, di considerare nei piani costieri tanto gli ambienti terrestri quanto quelli marini; (ii) il bisogno di adottare

una prospettiva transcalare, in grado di internalizzare ogni tipo di esternalità; (iii) la priorità dell'obiettivo di ristabilire corrette relazioni tra costa ed entroterra.

L'adozione di tale modello interpretativo pone in essere contestualmente l'interrogativo sull'opportunità dell'esistenza di una pianificazione di settore per le coste (es. piano delle coste), piuttosto che sulla necessità, da parte della pianificazione ambientale, di interiorizzare aspetti di pianificazione costiera, attraverso la comprensione, la salvaguardia e il rafforzamento delle intense relazioni che, alle diverse scale, tutti gli ambienti terrestri intrecciano con la componente marina, e viceversa: incentivare cioè quella caratteristica, che potremmo definire costierità, in diversa misura presente in ogni territorio.

La prima, e forse più ovvia, conseguenza della riflessione sui confini dell'area costiera è la considerazione che, come suggerito da tutte le definizioni di area costiera proposte dalla letteratura internazionale sul Coastal Zone e dalle letterature specifiche delle diverse discipline che si sono occupate di coste, la pianificazione costiera debba interessarsi di una porzione di territorio a cavallo tra la terra e il mare, considerando le interazioni tra le componenti degli ambienti marini e di quelli terrestri.

Per lungo tempo la disciplina urbanistica, nata in città, e dunque sulla terraferma, si è soffermata a studiare, analizzare, e pianificare il solo versante terrestre, quello sul quale era possibile edificare, considerando le questioni del mare solo nella misura in cui esse risultavano influenzate dell'edificazione sulla terraferma, o al contrario costituivano una minaccia per gli insediamenti antropici. Dall'altra parte geografi ed oceanografi si sono occupati del Governo dell'Area Costiera (Coastal Zone Management) intendendolo come un sott'insieme del più ampio capitolo riguardante il Governo del Oceano (Ocean Management). Nonostante i tentativi, sempre più frequenti, di affrontare in modo ecosistemico il tema della pianificazione delle coste, è possibile tutt'oggi registrare una difficoltà a governare il sistema costiero in termini bimodulari e la tendenza a rifugiarsi nella pianificazione della costa sommersa da parte di alcuni e/o della costa emersa da parte di altri, con una conseguente differente individuazione non solo dei perimetri, ma anche degli obiettivi stessi dei piani.

Tutti i tentativi, da parte della pianificazione, di considerare il sistema costiero come luogo delle relazioni tra la terra e il mare incontrano numerose difficoltà tra cui: la difficile rappresentazione contestuale su un'unica mappa dei due contesti, la classica compartimentazione disciplinare tra saperi "terrestri" e saperi "marittimi" e la diversità delle competenze giuridico amministrative e dei livelli di governo che insistono sulle due diverse porzioni del sistema.

Un secondo suggerimento fornito alla pianificazione dal modello interpretativo della costa come confine, è connesso l oncetto di scala: se la costa non può essere descritta prescindere dalle scale spaziali e temporali di osservazione, è necessario che anche la pianificazione adotti un approccio transcalare.

Le diverse funzioni dei confini alludono a diverse scale di osservazione e gestione degli stessi: la manutenzione e gestione delle funzioni di habitat e di filtro richiedono una conoscenza puntuale del territorio costiero e regole specifiche locali, mentre le funzioni di condotto, sorgente e ricettacolo richiedono regole generali che trascendono la scala locale di controllo e competono ad una visione di ampia scala, in grado di riconoscere le interazioni tra i diversi ecosistemi e paesaggi e di tener conto di quelle che, come abbiamo visto, gli economisti ambientali chiamano esternalità.

I piani e i programmi di gestione devono prevedere un complesso articolato e coerente di regole ed azioni a diversi livelli di governo, a diverse scale di dettaglio, con

diverse prospettive temporali. Un piano di area costiera, deve governare fenomeni di scala geografica, che interesano diverse decine o centinaia di chilometri di costa e contemporaneamente considerare processi puntuali di trasformazione della linea di costa, che possono innescare fenomeni di cambiamento alla scala geografica, di magnitudine spesso incomparabile con quella dei fenomeni innescanti.

Le sperimentazioni più avanzate nel campo della pianificazione ambientale e della pianificazione costiera in generale, (Balletti e Soppa 2002, Mairota e Mininni 2000) suggeriscono come solo alcune situazioni e alcuni fenomeni possono essere governati all'interno di specifici confini spazio-temporali, mentre una pluralità di problemi richiedono visioni transcalari, in grado di internalizzare le esternalità prodotte dall'esistenza stessa di un qualche confine, esplicitamente o implicitamente definito. Le regole e le norme previste dai piani devono allora applicarsi a porzioni di territorio e orizzonti temporali che cambiano a seconda del sistema di relazioni chiamato in causa dalla norma stessa.

Una terza sollecitazione deriva la definizione della costa come struttura di relazione piuttosto che come ambito territoriale, e suggerisce come obiettivo prioritario della pianificazione costiera l'intensificazione delle relazioni tra costa ed entroterra. Come dimostrato da numerose ricerche in ambito mediterraneo ed europeo (Bellicini 1995, Pizziolo e Micarelli 2001), negli ultimi secoli gli scambi una volta molto intensi tra costa ed entroterra sono andati affievolendosi in favore di sempre più intense relazioni longitudinali lungo una stretta fascia di terra adiacente al mare, sulla quale si sono concentrate la maggior parte delle trasformazioni sia spontanee che pianificate, come l'intensificazione ed espansione delle aree edificate, la costruzione di infrastrutture costiere e marine, etc..

Sempre più spesso osservando i paesaggi costieri Europei, ci rendiamo conto che la pianificazione delle coste è stata condotta in modo così hard che sembra non ci sia più alcuna probabilità di successo per progetti al livello locale. Gli squilibri appaiono così forti che solo agendo all'interno di un territorio molto ampio è ancora possibile pensare di avere qualche possibilità di ribilanciare le alterazioni prodotte.

Riferimenti bibliografici

Bartlett D.J., (2000), "Cultures, coasts and computers: potential and pitfalls in applying GIS for coastal Zone Management" presentato all'International Workshop: Subtle Issues in Coastal Management, Dehradun, India, February 2000.

Balletti F., Soppa S., (2002), "Il piano del parco uno strumento per la costruzione del paesaggio", VI Conferenza Nazionale della Società Italiana degli Urbanisti, Napoli 24 – 25 Gennaio 2002.

Bellicini L., (a cura di), (1995), Mediterraneo città, territorio, economie alle soglie del XXI secolo, vol. I, Cresme, Roma.

Forman R.T.T., (1995), Land Mosaics. The Ecology of Landscape and Regions, Cambrige University Press.

Forman R.T.T., Moore P.N., (1992), "Theoretical foundations for understanding boundaries in lamdscape mosaics", in Hansen, A.J., Di Castri F., (a cura di), Landscape boundaries. Consequences for biotic diversity and ecological flows, Springer-Verlag, New York, pp 236-58.

Kosko B., (1993), Fuzzy Thinking: The New Science of Fuzzy Logic, Hyperion (trad it, Luppoli A., (1995), Il Fuzzy-Pensiero. Teoria e Applicazioni della Logica Fuzzy, Baldini&Castaldi, Milano).

Mairota P., Mininni, M., (2000), "Multiple-scale landscape ecological analysis in rural Mediterranean" in Mander. U. Jongman, R.H.G., (a cura di), Consequences of Land Use Changes, The Wessex Institute of Technology, Advances in Ecological Sciences Series vol. 5.

Pizziolo G., Micarelli R., (2001), "The Relation Coast-Inland", in "Agriculture and Urbanization in the Mediterranean Region: Enabling Policies for Sustainable Use of Soil and Water", Meeting on Coastal Zone Management in the Mediterranean Region, 26 April 1 May, Izmir (Turkey)

Wiens J.A., (1991), "Ecological flows across landscape boundaries" in in Hansen, A.J., Di Castri F., (a cura di), Landscape boundaries. Consequences for biotic diversity and ecological flows, Springer-Verlag, New York, pp 217-35.

Zanini P., (1997), Significati del confine. I limiti naturali, storici, mentali, Mondatori, Milano.

DALLA VALUTAZIONE DI IMPATTO AMBIENTALE ALLA RELAZIONE PAESAGGISTICA: IL RUOLO DELL'ECOLOGIA DEL PAESAGGIO NELLA VALUTAZIONE DI PROGETTI DI TRASFORMAZIONE TERRITORIALE

F. Larcher, M. Devecchi, P. Gullino

Dipartimento di Agronomia, Selvicoltura e Gestione del territorio, Facoltà di Agraria, Università degli Studi di Torino – Via Leonardo da Vinci n. 44,10095 GRUGLIASCO (TO). e-mail: federica.larcher@unito.it

---

From environmental impact assessment to landscape report: the role of landscape ecology concerning evaluation of projects and plans in Italy. Abstract english

In recent years, landscape evaluation has become an important working tool for landscape operators, and is not anymore just a scientific method of deepening the knowledge of ecological systems or a difficult theoretical exercise.
The analysis and the comprehension of the landscape are now basic elements in various professional areas, such as the specific tools of landscape planning, the landscape analysis in any Environmental Impact Evaluation or the Landscape essay, requested for the approval of new projects.
The European Landscape Convention, that was probated in Italy only in 2006, has defined Landscape as "…*an area, as perceived by people, whose character is the result of the action and interaction of natural and/or human factors*", acknowledging its dynamic nature and also referring to an ecological conception, and not only to an aesthetic-perceptive one.
In such a context, that is obviously a sign of an increasing attention and care for the landscape, but there is still the problem of the choice of methods.
Since it is essential to quickly find a solution to this problem, we will consider the role that landscape ecology can have in the evaluations of new projects of landscape transformation. We refer, in particular, to italian situation and experiences in Piedmont Region.

Abstract

La valutazione del paesaggio, negli ultimi anni, si è rivelata essere non solo più un approfondimento scientifico nella conoscenza dei sistemi ecologici o un esercizio teorico dalle difficili soluzioni, ma anche un importante e concreto strumento di lavoro per chi opera sul territorio.
Analizzare e comprendere il paesaggio sono diventati ormai elementi indispensabili in diversi ambiti professionali, basti pensare agli specifici strumenti di Pianificazione Paesaggistica, all'analisi della componente paesaggio nelle Valutazioni d'Impatto Ambientale o alla Relazione Paesaggistica richiesta per la realizzazione e l'approvazione di nuove opere.
La Convenzione europea del Paesaggio, ratificata in Italia solo nel 2006, ha messo un punto sulla definizione di paesaggio, riconoscendone una natura dinamica e facendo riferimento anche ad una concezione ecologica, piuttosto che soltanto ad una estetico-percettiva: *'Il paesaggio designa una parte di territorio, così come viene percepita dalle*

popolazioni, il cui carattere deriva dall'azione di fattori naturali e/o umani e dalle loro interrelazioni'.
In un tale contesto, certamente sintomo di una maggiore attenzione e sensibilità verso il paesaggio, esiste ancora il problema della scelta di un corretto approccio metodologico da parte di chi redige le relazioni, e della necessità di condivisione di intenti da parte di chi ne deve valutare la congruità.
Ritenendo di fondamentale importanza la risoluzione di questi aspetti in tempi brevi e considerando le potenzialità fornite dall'applicazione delle teorie e dei metodi dell'ecologia del paesaggio, il contributo prende in esame il ruolo che tale disciplina può svolgere nella valutazione di nuovi progetti di trasformazione territoriale. Si farà specifico riferimento alle realtà italiana e piemontese.

Introduzione

Dinamismo, complessità, sistema gerarchico, interazione uomo-natura sono alcuni degli elementi fondanti il carattere del paesaggio. Si tratta di concetti ormai condivisi a livello scientifico e di cui si sta cercando di estendere la consapevolezza anche a livello culturale e sociale. Accanto a tali punti fermi, con sempre maggiore vigore, gli ecologi del paesaggio da diversi anni sottolineano come l'uomo rappresenti una delle componenti costitutive il sistema paesaggistico, ma come esso sia l'elemento determinante delle trasformazioni, che hanno effetto sulle altre componenti, interferendo sugli equilibri funzionali e sulle strutture del sistema nel suo complesso.

La messa a punto di adeguati strumenti di *governance* del paesaggio richiede oggi approfonditi studi sui processi di trasformazione, al fine di comprenderne le dinamiche e di studiarne le conseguenze dalla scala planetaria, basti pensare al dibattito sul *climate change*, fino alla scala regionale o locale, dove si rende necessario operare in coerenza con gli equilibri ecologici e paesaggistici legati ad interventi puntuali.

Gli studi condotti fino ad ora hanno dimostrato che le principali conseguenze paesaggistiche delle passate politiche di governo del territorio sono state in tutti i Paesi la frammentazione e la perdita di biodiversità, alle quali si aggiunge la perdita di elementi di identità e peculiarità locali, strettamente legati alla millenaria opera dell'uomo in conformità con i limiti e le risorse offerti dalla natura.

In tale contesto occorre sottolineare che, riconosciuta la necessità di operare in modo nuovo sul paesaggio, in Europa i diversi Paesi hanno messo in atto strategie di governo e stabilito criteri di azione spesso ancora troppo generici e parziali rispetto al complesso problema del sistema paesaggio.

Di seguito si intende fare il punto sulle questioni legate agli attuali strumenti di valutazione ed autorizzazione paesaggistica con particolare riferimento alla situazione italiana e piemontese ma con uno sguardo a quanto avviene in alcuni Paesi europei a noi vicini. Si vuole quindi mettere in evidenza quale ruolo svolge o potrebbe svolgere l'approccio ecologico al paesaggio per una più corretta applicazione di tali strumenti.

Il governo delle trasformazioni del paesaggio

Lo stato dell'arte in Europa ed in Italia

In tema di norme sul e per il paesaggio, si fa riferimento in Europa alla Convenzione Europea del Paesaggio (CEP) del 2000, tuttavia diversi Paesi europei avevano già precedentemente affrontato tali temi dotandosi di strumenti, sia normativi sia di

indirizzo, sia di sensibilizzazione per migliorare la qualità paesaggistica dei luoghi e in particolare la "compatibilità" delle trasformazioni, di ogni tipo ed alle diverse scale.

Ad esempio la Francia già nel 1993 promulgò una legge specifica (*Loi paysage)*, con la quale intese passare da una logica di tutela di pochi ambiti privilegiati ad una logica di attenzione per l'intero territorio, dove convivono luoghi paesaggisticamente eccezionali, con luoghi degradati, al fine di gestirne le trasformazioni. Questo concetto del paesaggio come 'tutto' e non come 'porzione di eccellenza' è poi infatti stato ripreso nella CEP.

Negli anni '80 del Novecento, inoltre, un nuovo modo di gestire le trasformazioni territoriali ha portato all'introduzione della Valutazione di Impatto Ambientale (VIA) e poi della Valutazione Ambientale Strategica (VAS), che si applicano a scale diverse, ma dove il paesaggio viene considerato come una delle componenti sulle quali occorre analizzare, appunto, l'impatto determinato dalla realizzazione di una nuova opera.

A proposito della concezione ecologica del paesaggio si sottolinea che in Gran Bretagna, Paese da sempre molto attento alle tematiche del paesaggio, la metodologia di verifica, valutazione ed eventuale mitigazione/compensazione degli impatti paesaggistici degli interventi, che costituisce una componente essenziale della VIA, si fonda su letture di tipo visivo, in genere integrate con metodologie di conoscenza e valutazione del significato storico, mentre gli aspetti specificamente ambientali sono inseriti nel processo di lettura e valutazione solo quando necessario.

In Germania, invece, uno dei pochi grandi Paesi europei a non aver aderito alla CEP, le normative e gli indirizzi tecnici sono finalizzati al controllo della compatibilità degli interventi proprio dal punto di vista prettamente ecologico e ambientale. Sono esaminati gli effetti delle modificazioni prodotte dalla nuova edificazione sui beni rappresentati dal suolo, dall'acqua, dall'aria/clima, dalle piante e dagli animali, a cui può aggiungersi il "quadro paesaggistico". Assai difficilmente un intervento non incide su nessuno dei beni ambientali fondamentali: è dunque prevista in genere una compensazione, che rientra in un conto ecologico complessivo (Di Bene e Scazzosi, 2006).

In questo contesto europeo, l'Italia rappresenta un caso particolare. A dimostrazione di ciò basta sottolineare come nel nostro Paese siano contemporaneamente in vigore almeno tre norme che riguardano il Paesaggio nelle quali però la definizione del termine assume connotati molto diversi: ci si riferisce alle norme VIA, alla CEP ed al Codice dei Beni culturali e del Paesaggio (Malcevschi, 2007).

Non potendo approfondire in questa sede tutti i singoli aspetti, di seguito si procede con l'analisi del Codice ed, in particolare, con le questioni legate alla Relazione Paesaggistica, ovvero il documento atto all'ottenimento dell'autorizzazione paesaggistica per la valutazione degli interventi da applicarsi sia per i luoghi tutelati, che per quelli ordinari, che per i casi dove occorre una specifica procedura di valutazione di impatto ambientale.

La documentazione contenuta nella domanda di autorizzazione paesaggistica deve indicare lo stato attuale del bene paesaggistico interessato; gli elementi di valore paesaggistico in esso presenti, gli impatti sul paesaggio delle trasformazioni proposte; gli elementi di mitigazione e compensazione necessari e deve dimostrare la coerenza con gli obiettivi di qualità paesaggistica.

L'approccio richiesto per la predisposizione della documentazione fa riferimento in più punti ad una visione prettamente percettiva, scenica e di impatto visivo degli interventi sul paesaggio, per il quale vengono richieste simulazioni e fotoinserimenti, relegando ad aspetti puramente descrittivi la valutazione delle componenti funzionali del

paesaggio stesso. Inoltre la norma lascia aperte molte questioni in merito alle metodologie più opportune per il raggiungimento degli scopi di qualità prefissi, peraltro senza fornire specifici indicatori di valutazione necessari alla scala del paesaggio.

In questo senso, il professionista che debba predisporre la domanda di autorizzazione si limiterà a rispondere ai singoli punti richiesti, senza però affrontare l'oggetto del suo studio come parte di un sistema più ampio e facendo così un errore concettuale di notevole importanza e ricaduta territoriale. Il paesaggio non è infatti la somma di singoli elementi progettati, seppur con criteri di compatibilità paesaggistica, bensì è dato dalle relazioni che intervengono tra gli elementi stessi e tutto il sistema ambientale nel quale si collocano.

Si sottolinea infine che tali valutazioni continuano ad essere in gran parte soggettive e quindi suscettibili di decisioni autorizzative non trasparenti nell'interesse del paesaggio.

Il problema nasce proprio dalla necessità di sintetizzare un problema complesso come quello del paesaggio in una procedura nazionale snella che consenta agli organi amministrativi di competenza di prendere decisioni alla scala locale.

Il caso del Piemonte

Nell'ambito del contesto italiano, il Piemonte è da diversi anni in prima fila per le questioni legate al governo del paesaggio. Tale sensibilità nasce sicuramente da una contingente esigenza di intervento in un territorio che, come accennato precedentemente, negli ultimi cinquanta anni è notevolmente cambiato a causa di incontrollati processi di trasformazione. Fenomeni diffusi quali l'uso indiscriminato della risorsa suolo, l'accentuazione dei processi di marginalizzazione delle campagne, l'artificializzazione della pianura e dei fondo valle e lo *urban sprawl* hanno portato alla perdita dei paesaggi tipici e ad una generale omologazione e semplificazione della struttura del paesaggio.

Nella futura gestione del paesaggio piemontese, con particolare riferimento ai contesti a matrice agricola, si riconoscono alcuni obiettivi prioritari: risparmio delle risorse naturali (suolo e acqua), abbattimento dell'inquinamento (fertilizzanti e fitofarmaci), salvaguardia della biodiversità (rinaturalizzazione e gestione degli ecotoni) e miglioramento della competitività (legame prodotto-paesaggio, turismo, qualità della vita, esternalità positive) (PSR 2007-2013). Ma ci si chiede: come possiamo far dialogare tali esigenze con le norme a cui prima si faceva riferimento?

Un tentativo è stato fatto in Piemonte con la pubblicazione nel 2003, quindi prima dell'entrata in vigore del Codice, di un manuale dal titolo "Criteri e indirizzi per la tutela del paesaggio", che evidenzia le principali problematiche e le criticità che si possono incontrare nella progettazione e realizzazione di interventi sul paesaggio e fornisce indicazioni operative, utili ai progettisti, ai cittadini, alle Amministrazioni pubbliche, finalizzate al migliore inserimento e compatibilità delle opere con il contesto paesaggistico. Si sottolinea che si fa riferimento non solo a luoghi di eccellenza ma anche ai luoghi 'ordinari' non soggetti a vincoli, quindi nel perfetto spirito della CEP.

I principi fondanti il manuale riguardano la necessità di un approccio interdisciplinare e di una conoscenza approfondita del paesaggio nel suo complesso: dal punto di vista fisico-naturale, storico-culturale, umano, percettivo; nel rispetto delle caratteristiche orografiche e morfologiche e di compatibilità ecologica (A.A.V.V., 2003).

In questo documento si riconosce quindi un ruolo fondamentale all'ecologia del paesaggio come base metodologica per un corretto processo di analisi e valutazione

del paesaggio. Ritenendo interessante la possibilità di conoscere come negli anni questo documento sia stato effettivamente utilizzato e quali ricadute abbia avuto nella pratica, si ritiene comunque di doverne sottolinearne l'importanza culturale.

In tale quadro, in ultimo, occorre sottolineare che il nuovo Piano Paesaggistico di cui la Regione Piemonte si sta dotando invece torna indietro rispetto a quella visione d'avanguardia prospettata con il manuale, infatti le analisi fino ad ora svolte e disponibili rispecchiano in pieno una visione compartimentale del paesaggio a scapito di una relazionale (A.A.V.V., 2007).

Si può quindi evidenziare come sia proprio nel passaggio tra l'indirizzo di governo a scala vasta e la sua applicazione alla scala puntuale che manchi qualcosa ed è proprio qui che l'apporto metodologico ed applicativo dell'ecologia del paesaggio potrebbe essere di grande aiuto.

Considerazioni conclusive

Da questa breve e non esaustiva nota, in conclusione, si può affermare che per una diligente *governance* del paesaggio occorre prima di tutto coerenza: gli strumenti normativi non dialogano; vengono promosse analisi e valutazioni integrate, ma gli obiettivi dei singoli non coincidono; per la valutazione di impatto ambientale il paesaggio è una componente; per l'autorizzazione paesaggistica esso è soprattutto scenario.

Trovare obiettivi condivisi, dimostrare con i numeri le conseguenze delle trasformazioni dal punto di vista ecologico, definire una corretta scala di analisi e valutazione è materia degli ecologi del paesaggio e solo attraverso un loro reale coinvolgimento in tutto il processo di *governance* – dalla norma al progetto - sarà possibile operare la scelta di un tracciato infrastrutturale tra diverse alternative, decidere la destinazione d'uso di un'area residuale urbana, scegliere le specie vegetali e la loro dislocazione per la realizzazione di un nuovo parco.

In questo contesto, infine, non bisogna dimenticare il fondamentale ruolo che possono svolgere le Università ed i Centri di ricerca, sia nella formazione di tecnici e professionisti capaci, sia nella diffusione di una cultura ecologica del paesaggio oggi in Italia ancora dominio di pochi.

Riferimenti bibliografici

A.A.V.V. (2003) Criteri e Indirizzi per la tutela del Paesaggio (D.G.R. n. 21-9251 del 05/05/03 - B.U.R. n. 23 del 05/06/03) Regione Piemonte Assessorato ai Beni Ambientali.

A.A.V.V. (2007) Per il piano paesaggistico regionale. Inquadramento strutturale, articolazione per ambiti, quadro strategico e normativo. Assessorato Politiche territoriali, Regione Piemonte, Torino.

Di Bene A. e Scazzosi L. a cura di **(2006)** La Relazione Paesaggistica finalità e contenuti. Ministero per i beni e le attività culturali Direzione generale per i beni architettonici e paesaggistici Servizio II – Paesaggio, Gangemi Editore, Roma, 47.

Malcevschi S. (2007) Ecosistema, paesaggio e territorio: la prospettiva della valutazione ambientale. In 'Ecosistema, paesaggio e territorio: tre prospettive complementari nel rapporto uomo-ambiente.' A cura di Malcevschi S. e Zerbi M.C., Società Geografica Italiana Ricerche e Studi, 6: 71-92, Roma.

D.Lgs. 22 gennaio 2004, n.42 'Codice dei beni culturali e del paesaggio.'
Legge 9 gennaio 2006, n.14 'Ratifica ed esecuzione della Convenzione europea del Paesaggio fatta a Firenze il 20 ottobre 2000'.
Delibera 19 novembre 2007 n.44-7485 'Piano di Sviluppo Rurale (PSR) della Regione Piemonte 2007-2013.'

L'ECOLOGIA DEL PAESAGGIO NELLA COMPATIBILITÀ DEI PIANI: CONTRIBUTO PER LA VALUTAZIONE DELLE TRASFORMAZIONI

D.Meucci

Università degli Studi di Genova, Via San Paolo, 23 - 13100 - Vercelli e-mail: studiomeucci@tin.it

---

Landscape ecology and plans harmonisation: contribution to change assessment

The first law on landscape goes back to 1939 and dealt mainly with « natural beauties ». In 1985, 46 years later, came the second law on landscape protection, the so called « Galasso Law », concerned however only with bans and restrictions.
The first urbanistic law is dated 1942; the « urban » territory evolved after that in line with planning needs as they emerged over the years, producing a stream of urbanistic laws.
The 46 year long «legislative void » on the subject of non-urban territory protection produced an overall lack of knowledge of the value of landscape as a non-renewable resource.
In 2005 urbanistic law evolved into « territory governance law », thus including the « landscape resource » with a significant fall out effect on basic planning principles.
But how many « planners » know how to deal with non-urbanized territories?
The key principles, concepts and application methods of Landscape Ecology can produce a knowledge of landscapes spatial and functional configuration from an environmental point of view thanks to the possibility of incorporating a number of transformations into the governance scenario that ought to be the mainstay of today's social politics.
For compatible plans, and good territory knowledge, such governance should be supported by the principles and methods of analysis and intervention of Landscape Ecology, to draw up an environmental diagnostic picture where planned processes deliver answers in line with planning requirements, and are compatible with the environment.
The same planning element may be feasible or not feasible on a particular territory due either to "territory governance proposals" or environmental features.

Abstract

La prima legge sul paesaggio risale al 1939 e riguarda le « bellezze naturali. » Trasorrono 46 anni, per l'emanazione della seconda legge di tutela del paesaggio, che é rappresentata dal « Legge Galasso » del 1985, per altro solo a carattere vincolistico.
La prima legge Urbanistica porta la data del 1942, ed il territorio « urbano » si é evoluto secondo le necessità pianificatorie che negli anni sono emerse, producendo un susseguirsi di leggi urbanistiche.
Il «vuoto legislativo » di 46 anni sulla tutela del territorio non urbano ha prodotto la « non conoscenza » del valore del paesaggio quale risorsa non rinnovabile.
Nel 2005 la legge urbanisctica si evolve nella « legge sul governo del territorio », includendo quindi la « risorsa paesaggio » con ricadute significtaive sui principi di base della pianificazione.

Ma quanti, tra i « pianificatori » conoscono metodologie di approccio al territorio non urbanizzato?
In tal senso i principi di base, i concetti e le metodologie applicative dell' E. del Paesaggio possono permettere una conoscenza della configurazione spaziale e funzionale del paesaggio nella sua accezione ecologica in ragione della possibilità di assorbimento delle trasformazioni in un quadro di governance che deve essere, oggi, alla base per le politiche sociali
Per la compatibilità dei piani, la conoscenza del territorio è necessario che questa sia supportata da principi e metodologie di analisi e di intervento propri dell'Ecologia del Paesaggio, al fine di redigere un quadro diagnostico ecologico dove i processi previsti che determinano delle risposte cogenti alle istanze pianificatorie, siano compatibili col sistema ambientale.
Una stessa istanza pianificatoria di piano, su un determinato territorio può essere possibile o non possibile in ragione sia della "proposte di governance del territorio" sia delle sue caratteristiche ecologiche.

Introduzione

Tra i compiti fondamentali dello Stato in materia urbanistica sono a porre, senz'altro in evidenza quelli di tutela del paesaggio e del patrimonio storico ed artistico della Nazione, contemplati nell'art.9 della Costituzione che recita:

"La repubblica promuove lo sviluppo della cultura e la ricerca scientifica e tecnica. Tutela il paesaggio e il patrimonio storico ed artistico della Nazione".

La prima legge in assoluto che è stata emanata quale "legge di tutela" è rappresentata dalla Legge n. 1497 del 1939, e l'oggetto sono le" bellezze naturali"

La prima legge urbanistica (Legge n.1150) quale "legge di pianificazione" è datata 1942, e l'oggetto della legge è il "territorio urbano".

Si definiscono due ambiti distinti quello da "tutelare" e quello da "pianificare" che si avviano ad evolversi uno senza tener conto dell'altro.

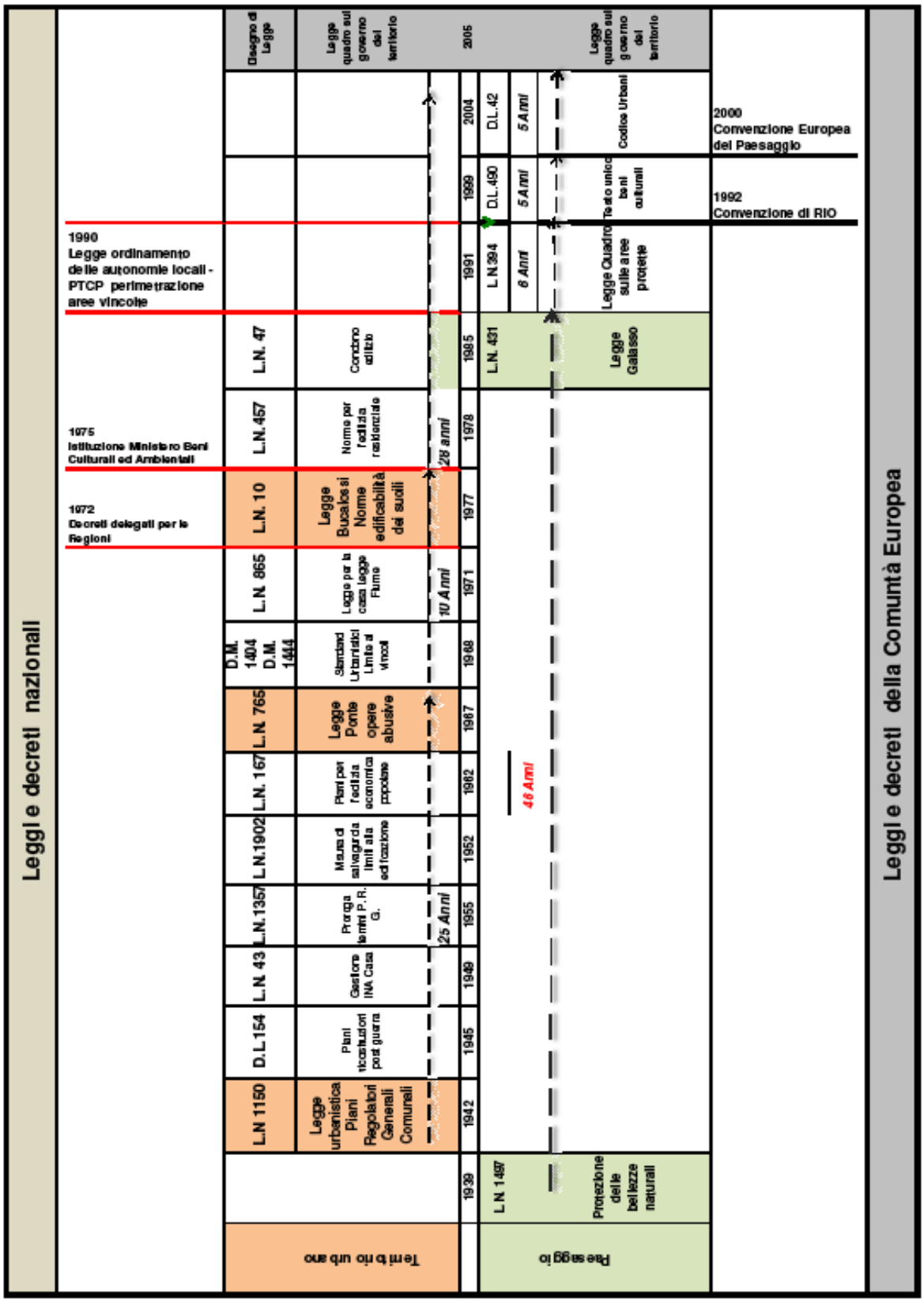
I vincoli dettati dalla legge del '39 limitano l'urbanizzazione e quindi vengono emanati nel 1968 dei decreti per regolarizzare proprio il limite dei vincoli stessi.

Solo negli anni '80, dopo un vuoto legislativo di circa 40 anni, si afferma una nuova concezione di paesaggio integrale risultato dalle sinergie tra uomo e natura che necessita di una tutela di carattere globale con un'attenzione particolare verso quelle risorse naturali non rinnovabili che coniuga la protezione ambientale con lo sfruttamento economico secondo i principi dello sviluppo sostenibile che è "uno sviluppo che soddisfi i bisogni del presente senza compromettere la capacità delle generazioni future di soddisfare i propri" (Agenda 21, Rio de Janeiro, 1992).

Il ruolo della pianificazione

Il processo di pianificazione ha lo scopo di tradurre in ipotesi esecutive gli obiettivi del progetto, verificare gli scostamenti tra ipotesi esecutive e realtà operative e, sulla base delle stesse, fornire previsioni di trasformazione.

Tabella I: Quadro sinottico delle leggi sul Governo del Territorio anche in relazione alle leggi della Comunità Europea (Meucci 2007)



Pianificazione e programmazione, soprattutto nelle fasi iniziali del stesura di un piano, e fino a quando non è concluso, sono strettamente collegate pur avendo tuttavia presupposti e risultati differenti. Da ciò sorgono le grandi problematiche ambientali che richiedono l'elaborazione di inediti modelli strategici di organizzazione territoriale e di progetti integrati, capaci di coinvolgere ed ottimizzare le diverse risorse territoriali.

La capacità di garantire il miglioramento delle prestazioni ecologiche congiunta alla possibilità di costituire luoghi di identificazione collettiva, può avvenire solo se all'accezione paesaggio si associa l'idea di risultante di tutti i processi antropici e naturali che avvengono in un mosaico complesso di ecosistemi.

In questo senso può essere di grande aiuto il contributo dell'ecologia del paesaggio (Landscape Ecology), capace di studiare contemporaneamente, in un solo momento, le caratteristiche degli ecosistemi naturali ed artificiali come parti di un unico sistema diversificato, favorendo il bilanciamento delle funzioni, nell'ottica dello sviluppo sostenibile.

Il piano dovrebbe essere un "documento della biografia del territorio ed innescare un processo di costruzione ed utilizzo della conoscenza".

Il contributo metodologico della Ecologia del Paesaggio per la valutazione delle trasformazioni

Si esporrà solo la fase di analisi e di modellazione nonché quella di verifica in quanto in queste fasi è fondamentale l'apporto dell'E.del P.

Il paesaggio inteso quale sistema complesso ed articolato di ecosistemi sia antropici sia naturali deve essere alla base dello studio ambientale a "monte " di qualsiasi trasformazione.

Il Paesaggio di oggi ha assunto caratteristiche strutturali e funzionali in ragione delle scelte pianificatorie e delle politiche economiche, si sono realizzate e perfezionate sul territorio quale "una carta muta", un supporto cartaceo non vivente.

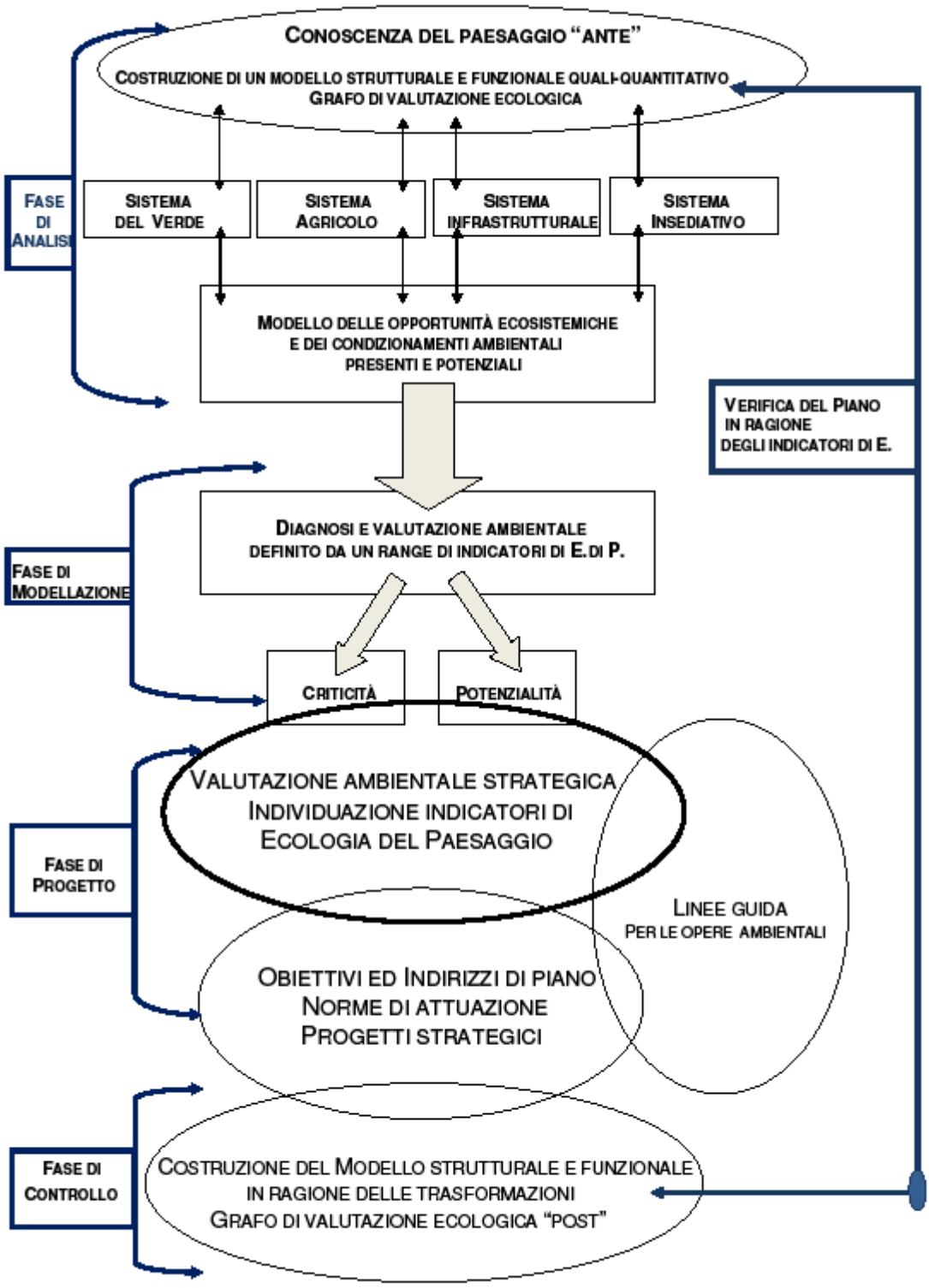
Non è più concepibile pianificare, in considerazione anche al nuovo quadro culturale di "governace", intendendo per questo termine un processo di coordinamento di attori, di gruppi sociali, di istituzioni per raggiungere degli obiettivi propri discussi e definiti collettivamente, senza tenere in giusta considerazione il peso delle trasformazioni nel sistema di ecosistemi, quale è il paesaggio.

E' indubbio che, per la conoscenza del territorio, al fine di redigere un Piano assume un'importanza fondamentale, un approccio "transdisciplinare" che è proprio una delle caratteristiche dell'E. del P.

La possibilità di studiare simultaneamente, e con lo stesso approccio le caratteristiche strutturali e funzionali del mosaico ambientale può produrre un "bilanciamento" tra le azioni di piano e le effettive capacità di trasformazione del paesaggio stesso. Lo studio dell'organizzazione di configurazioni spaziali strutturale (macchie, corridoi e matrici) e le loro proprie funzioni,e dinamiche, sono in grado di definire "la capacità di assorbimento dei disturbi", confrontando caratteristici " indicatori ambientali" proprio dallo studio basato su concetti e principi dell'E.del P.

Sono proprio la ripetitività, l'aggregazione e l'integrazione degli ecotopi e/o biotopi presenti a formare una determinata struttura del paesaggio e di conseguenza funzioni specifiche tra gli ecosistemi presenti siano essi naturali, seminaturali o antropici, in un quadro dinamico delle trasformazioni, ponderandoli nel confronto "ante" e "post piano",

Fig. 1: Schema operativo di conoscenza per le trasformazioni



proprio perché qualsiasi tipo di piano è lo strumento programmato e pianificatorio a cui è demandata la trasformazione del paesaggio.

Fasi di lavoro per la conoscenza e valutazione del paesaggio

Le fasi di lavoro per definire gli eventuali problemi attuali e futuri, al fine della previsione delle trasformazioni sono di seguito distinte in:

1) Fase di Analisi "Ante operam" che comprende:
   - Costruzione del modello a "scheggia quali-quantativo" dell'Ecotessuto territoriale di riferimento quale livello di controllo delle trasformazioni stesse e del "Grafo di valutazione ecologica" .
   - Costruzione del "Grafo di valutazione ecologica".
   - Analisi del sistema del verde, del sistema agricolo produttivo, del sistema delle infrastrutture e del sistema insediativo sia residenziale che sussidiario (in relazione diretta e reciproca con il modello a scheggia con il grafo)
   - Costruzione del modello delle "Opportunità ecosistemiche e dei condizionamenti ambientali" presenti e potenziali (in relazione diretta e reciproca con le informazioni dei sistemi, e del Modello quali - quantitativo)
2) Fase di Modellazione "Ante operam" costituita da:
   - Diagnosi e valutazione ambientale
   - Identificazioni delle criticità e delle potenzialità del territorio e/o dell'ambito d'intervento indipendentemente dalle istanze pianificatorie del piano.
3) Fase di Progetto definita da :
   - Valutazione ambientale strategica
   - Individuazione di un range di indicatori ambientali
   - Obiettivi ed indirizzi di piano
   - Norme di attuazione
   - Progetti strategiche
4) Fase di Controllo e Verifica " Post Operam" che comprende:
   - La costruzione di un nuovo "modello quali-quantitatvo" tenuto conto delle trasformazioni previste dal piano.
   - La costruzione di un nuovo "grafo" di valutazione ecologica tenuto conto delle trasformazioni previste.

Fase di Analisi

Modello quali-quantitatvo

Nel modello quali-quantitativo si utilizzano i biotopi, definiti secondo l'uso del suolo a cui sono associati dei parametri e degli indici (Superficie; % teorica di Energia di sussidio (HU); % teorica di energia propria (HN), valori di Btc; n. di abitanti; Habitat Standard ed infine il rapporto tra Btc HN su Btc totale).

Questi modelli, di tipo strutturale e funzionale, di cui si riporta quale esempio quello del Comune di Balocco (VC) redatto per la Compatibilità Ambientale per un Piano Particolareggiato di un comparto industriale, permettono la comprensione contemporanea di tutti gli elementi che compongono il paesaggio.

Dalla lettura critica dei risultati dei due modelli quello strutturale (cfr. Tab. II[62]) e funzionale (cfr. tab. III[51]) ricordando che questi modelli rappresentano la sintesi della

[62] Si fa riferimento alle tabelle e figure riportate nel file pdf "Meuccci_materiale supplementare" allegato alla presente pubblicazione.

quantità di informazioni derivanti dall'analisi dei quattro sistemi (verde, agricolo, infrastrutturale e insediativo), si definiscono degli indicatori ambientali, che saranno poi affinati dopo aver redatto il "Grafo della qualità ecologica" (Fabbri 2004) e il Modello delle opportunità ecosistemiche e dei condizionamenti ambientali presenti e potenziali.

La specificità dell'uso di questi modelli sta nel fatto di poterli aggiornare, e di conseguenza valutare lo scenario di piano ad attuazione avvenuta.

Grafo della connettività ecologica

Parallelamente, nella fase di analisi, è di rilevanza significativa la redazione del "Grafo della qualità ecologica" (Fabbri 2004).

Questo grafo definisce il sistema ambientale, per i principi di E. del P. come combinazione di unità paesistiche differenti per struttura e funzioni, caratterizzate da gradi diversi di connessione e correlate da scambi di energia, con processi evolutivi più o meno veloci .

Vengono definite Unità paesistiche o sottounità, in relazione alle barriere presenti sul territorio.

Queste barriere isolano le unità di paesaggio proporzionalmente alle caratteristiche che le barriere stesse hanno in regione del trasporto di nutrienti e di flussi energetici.

I settori così individuati sono rappresentati nel grafo come nodi (punti vertici), e sono collegate tra loro con i legami rappresentati dai flussi in una serie di regole che indica quale legame collega quale coppia di nodi (Fabbri 2003).

Il grafo della rete di connessione ecologica rileva i legami esistenti, tra le unità paesistiche individuate.

L'energia fluisce tra un biotopo e l'altro (all'interno di un'unità di paesaggio) attraverso i margini di biotopi stessi.

Per definire le caratteristiche delle barriere si utilizza una matrice (Odum) che permette di attribuire alle barriere una"permeabilità specifica", il tal senso si riporta quale esempio quella costruita per la valutazione ambientale dell'ampliamento dello scalo aeroportuale di Bergamo.

Questo elaborato può fornire indicazioni puntuali ed operative per un modello di pianificazione territoriale di tipo ecologicamente sostenibile in quanto:

- indica le unità di maggior valore ecologico (maggior meta stabilità)indica quali sono le connessione più importanti, e quindi da salvaguardare, espresse da flusso energetico più consistente (maggior legami di flusso)
- indica quali sono le parti del territorio sulle quali conviene puntare per migliorare il sistema
- indica quelle parti del territorio caratterizzate da modesti contenuti energetici, dove eventualmente la trasformazione da seminaturale ad artificiale provoca scarsi danni dal punto di vista energetico.

La Tab.V[51]: Controllo ecologico per la compatibilità dell'ampliamento di Bergamo riporta la sintesi ed evidenzia l'efficacia del grafo, che come tale di facile comprensivo e di immediata lettura anche ai "non addetti ai lavori".

Modello delle opportunità ecosistemiche e dei condizionamenti ambientali

Il modello viene redatto utilizzando le foto aeree e vengono evidenziati:

1. Le Opportunità ecosistemiche esistenti, definite da tutte quelle macchie e corridoi presenti in un determinato territorio regolate da strumenti di protezione, (parchi, laghi, aree protette, fiumi ecc.)

2. Le opportunità ecosistemiche potenziali definite da tette quelle macchie e corridoi che posso concorre alla maggior efficienza ecologica del territorio (ex cave, zone abbandonate, zone relitte, aree intercluse, filari ecc.)
3. I condizionamenti ambientali sono definiti da tutte le barriere infrastrutturali e non che producono la frammentazione del paesaggio e tutti quelle macchie di colonizzazione antropica di forte impatto.

Fase di Modellazione

E' questa la fase più significativa quale apporto dell'E. del P., in quanto si individuano degli indicatori ambientali che saranno poi ricalcolati nella fase "post operam" Questi sono :

1) il tipo di paesaggio, indicatore definito ad un fattore strutturale di pressione quale l'Habitat standard (HS) ed uno funzionale di stato, quale la Biopotenzialità territoriale.

2) Il regime dei disturbi dato dalla percentuale di Habitat Umano (HU), che rappresenta la quantità teorica di energia di sussidio che si immette nel sistema per mantenerlo in un certo stato ecologico; è, di fatto, un indicatore di pressione del grado di antropizzazione del territorio, rispetto agli apparati funzionali che, di fatto, formano l'ambito. (Es. le risaie rappresentano elementi del paesaggio, che hanno necessità di una quantità di energia di sussidio pari quasi al 100%.);

3) la caratteristica di naturalità che è espressa dal rapporto, tra la Biopotenzialità territoriale dell'Habitat Naturale su quella totale, ricordando che l'Habitat Naturale è il complementare dell'Habitat umano e rappresenta la percentuale teorica di territorio a cui è demandato il controllo dell'energia di mantenimento di tutto il sistema;

4) Stabilità ecologia esemplificata dal divario di valori di Btc del territorio teoricamente mantenuto con Energia di Sussidio, (HU) e quello regolato da Energia Propria (H.N), e dalla loro posizione in riferimento alle classi di disturbo.

5) Qualità dell'Apparato Protettivo, definito dal rapporto tra la sua estensione e dal suo valore di Btc, di fatto è un indicatore di stato della qualità ambientale dell' H.U. (in urbanistica si parla di standard solo quantitativo e non qualitativo di verde per abitante,

6) Qualità Apparato Stabilizzante, definito anch'esso dal rapporto tra la sua estensione e dal suo valore di Btc, è un indicatore di stato della qualità dell'Habitat Naturale, in termini della capacità dell'apparato stesso di regolare l'energia di mantenimento per tutto l'ambito di riferimento;

7) Qualità appartato Connettivo definito anch'esso dal rapporto tra la sua estensione e dal suo valore di Btc, è un indicatore di stato della qualità di connettività dell'ambito in ragione della possibilità di spostamento dell'energia e dei nutrienti.

Le azioni di piano potranno far subire delle variazioni a questi indici in quanto queste si traducono nella modifica estensiva degli elementi del paesaggio costituenti i singoli ambiti. Da questa fase di modellazione si definiscono le "potenzialità" e le "criticità", che insieme al "grafo della connessione ecologia" formano il quadro diagnostico al fine della valutazione delle trasformazioni.

Fase di Controllo

La fase di controllo è la più significativa in quanto è possibile a scelte operate da parte del piano simulare le trasformazioni nei modelli quali quantitativi, essendo questi composti a "scheggia" e il grafo della connettività delle rete ecologica.
Questo a differenza di tutte le altre metodologie che non si basano sui principi e metodi di Ecologia del Paesaggio

A conclusione si può affermare che per una buona "governance" è opportuno una conoscenza del mosaico ambientale, studiandone le componenti sia naturali sia antropiche per produrre un "bilanciamento" tra le azioni di piano e le effettive capacità di trasformazione del paesaggio stesso.

Riferimenti bibliografici

Ingegnoli V., Giglio E. (2005) *Ecologia del paesaggio – Manuale per conservare, gestire e pianificare l'ambiente* . Esselibri S.p.A. Napoli
Fabbri P. (2003) *Paesaggio, pianificazione, sostenibilità* Alinea Editrice, Firenze
Fabbri P. (2005) *Principi ecologici per la progettazione del paesaggio* Franco Angeli Milano
Forman R.T.T. & Godron M. **(1986)** *Landscape Ecology.* J. Wiley & Son, New York.
Massa R., Ingegnoli, V.,(1999) Biodiversità, estinzione, conservazione: fondamenti di conservazione biologica. Utet lib.- Torino.
Meucci D., (1996) *In volo dalla Brughiera: Il Piano del Verde per la riqualificazione del Paesaggio di Malpensa,* White Star - Vercelli.

DINAMICA DELLA COESIONE SPAZIALE DEL SISTEMA DEI BOSCHI SALENTINI. SPUNTI DI RIFLESSIONE PER LA VALUTAZIONE DELLA EFFICACIA DEGLI STRUMENTI DI TUTELA DELLA BIODIVERSITÀ

D. De Filippis, V. Leronni, P. Mairota

Dipartimento di Scienze delle Produzioni Vegetali Università degli Studi di Bari
Via G. Amendola 165/A 70126 Bari
e-mail: p.mairota@agr.uniba.it

Spatial cohesion dynamics of the Salento's woodland system. Considerations for the assessment of the effectiveness of biodiversity maintenance measures.
The study of landscape change, with reference to forest cover, can provide information for the assessment of the effectiveness of current management tools, within the framework of adaptive management and landscape governance aimed at the maintenance of forest biodiversity at the large scale. Both landscape pattern indices and connectivity indices derived from percolation theory were used to compare woodlands connectivity at the landscape scale through time. With reference to the scale dependence of landscape heterogeneity, the methodological problem of scale harmonisation between cartographic sources was tackled, as well as that of the selection of the most appropriate LPI. In order to compute the connectivity index, functional information were also used.
Results show that woodlands cohesion has increased through time at the landscape scale, mainly due to the implementation of conifer plantation schemes in the last century. The dynamics of the woodland patches relatively more important to maintain connectivity at the landscape scale show that many such patches have undergone a fragmentation process. Most, but not all, the patches currently relatively more important are enclosed within protected areas and/or Nature 2000 sites.

Abstract
In un contesto di gestione adattativa, inserita in un processo di *governance* del paesaggio improntata dalla necessità di mantenimento della biodiversità forestale alla scala vasta, lo studio della dinamica della coesione spaziale dei boschi rappresenta un primo strumento di verifica delle azioni di governo di un paesaggio per una calibrazione delle misure e degli strumenti attualmente in essere. Sono state confrontate le informazioni cartografiche disponibili a tre soglie storiche mediante l'applicazione di indici di *landscape pattern* e indici di connettività riconducibili alla teoria della percolazione. A tal fine, in relazione alla questione della dipendenza dalla scala della eterogeneità spaziale, è stato affrontato sia il problema metodologico della armonizzazione tra le fonti cartografiche utilizzate, sia quello della selezione di LPI con comportamento relativamente "coerente" rispetto alla variazione di scala e forte valenza inferenziale rispetto al problema studiato. Per il computo dell'indice di connettività e l'individuazione di *patch* importanti per il suo mantenimento sono state utilizzate anche informazioni di tipo funzionale.
I risultati mostrano come nell'arco di tempo considerato la coesione spaziale dei boschi sia aumentata soprattutto per effetto dei diversi interventi di rimboschimento di conifere

realizzati nel secolo scorso. Inoltre, lo studio della "permanenza" di *patch* boschive caratterizzate da maggiore importanza ai fini del mantenimento della coesione stessa ha rivelato come in molti casi queste siano state interessate da frammentazione e da disturbo antropico. La maggior parte, ma non tutte le *patch* boschive attualmente importanti risultano comprese in aree protette e/o siti Natura 2000.

Introduzione

L'ambito territoriale della penisola salentina appare, dal punto di vista del modello concettuale del *landscape continuum* (McIntyre e Hobbs 1999), relativamente alla estensione e configurazione dei boschi, al quarto ed ultimo stadio di alterazione (*relictual*). Questo è caratterizzato dalla ridotta estensione areale, in termini assoluti e relativi rispetto all'intera superficie territoriale, dalla presenza di *patch* relitte di boschi a prevalenza di specie spontanee (*native vegetation species*), da bassi livelli di connettività funzionale tra i boschi e da elevato effetto margine della matrice paesistica sulle caratteristiche ecologiche dei boschi stessi, che presentano strutture e composizioni molto semplificate. Sebbene non sia possibile asserire con certezza che le condizioni di partenza fossero quelle del primo (*intact/homogenous*) o del secondo (*variegated*) stadio del modello, e che quindi la maggior parte delle specie si sia estinta nel tempo man mano che venivano raggiunte le rispettive soglie critiche di connettività (*sensu* Lindenmayer e Franklin 2002), si può ipotizzare che le specie legate all'ecosistema bosco attualmente presenti siano solo quelle le cui metapolazioni riescono a mantenersi vitali simili condizioni.

In tale contesto territoriale, pertanto, quello del mantenimento della biodiversità forestale è un problema reale che va affrontato alla scala vasta, nell'ambito del processo di *governance* del paesaggio e in un'ottica di gestione adattativa (Holling 1978). Questo implica anche la verifica della efficienza degli attuali strumenti di pianificazione come risposta al problema a questa scala.

Il presente lavoro, rappresenta un passo preliminare in questa direzione.

Materiali e metodi

Per il confronto temporale sono state impiegate le informazioni cartografiche relative ai boschi della Provincia di Lecce rivenienti: dalla Carta Forestale, in scala 1:100.000 (fogli: 203, 204, 213, 214, 215 e 223), realizzata dalla Milizia Nazionale Forestale nel 1936; dalla Carta topografica d'Italia in scala 1:50.000 (fogli: 495, 496, 511, 512, 513, 525, 526, 527, 536, 537) realizzata tra il 1971 e il 1977 dall'Istituto Geografico Militare; dalla carta dei boschi della Provincia di Lecce in scala 1:10.000, realizzata, in formato digitale vettoriale, mediante interpretazione delle ortofoto in bianco e nero del volo Italia 1999, nell'ambito della redazione del Piano territoriale di Coordinamento della stessa Provincia, e vidimata dal Corpo Forestale dello Stato. Per la prima e la seconda fonte, al fine dell'utilizzo dei dati in ambiente GIS, è stata necessaria la vettorializzazione del dato mediante ArcMap™, preceduta per la Carta Forestale del 1936 anche da digitalizzazione mediante scanner ottico e da georeferenziazione con ArcMap™.

In relazione alla dipendenza dalla scala, in termini di "grana" ed "estensione", del pattern e della eterogeneità del paesaggio (Wu, 2004; Jelinski e Wu 1996; Openshaw 1984) e, quindi, del valore degli indici in grado di coglierne gli aspetti spaziali e quelli non spaziali, al fine di rendere possibile la confrontabilità (Cf. O'Neill 1979; King *et al*.

1991; Wu e Levin 1994) tra informazioni cartografiche di scala differente, oltre all'"estensione" (dimensione del paesaggio), è stato necessario uniformare anche la "grana" (risoluzione spaziale). Per l'estensione si è mantenuta infatti quella corrispondente alla attuale Provincia di Lecce, per la grana, si è fatto riferimento alla *smallest mapped unit* della Carta Forestale del 1936, pari a 2 ha.

Per le informazioni cartografiche relative alle tre soglie storiche sono stati computati sia indici di *landscape pattern* (LPI), sia indici di connettività riconducibili alla teoria della percolazione.

Rispetto all'intero arsenale di LPI proposto da McGarigal *et al.* 2002 e disponibile in FRAGSTATS 3.3 (McGarigal e Marks,1995), al fine di ridurre la confusione (*noise*) dovuta alla correlazione tra molti indici, ne sono stati selezionati (tabella 1) solo alcuni per ciascuna classe (areali, lineari e topologici, *sensu* Baskent e Jordan, 1995) e per alcuni loro tipi (area, forma, margine, densità, interno, contrasto, isolamento/prossimità, dispersione, contagio/interdispersione, connettività, composizione, *sensu* Haines–Young e Chopping 1996; McGarigal *et al*. 2002). Gli indici scelti rispondono ad uno o più dei seguenti requisiti: intrinseca standardizzazione rispetto alla superficie del paesaggio (in relazione alla loro formulazione matematica), comportamento relativamente "coerente" (*consistent*, *sensu* Wu, 2004) rispetto alla variazione di scala (soprattutto in termini di grana); maggiore valenza inferenziale rispetto al problema studiato. Gli indici sono stati computati al *class* e al *landscape level*. Per il *class level* sono state considerate le due macroclassi "latifoglie" e "conifere". Per l'uso di FRAGSTATS 3.3 è stato necessario convertire le mappe categoriali dei segmenti da un formato vettoriale ad uno raster. Pertanto, come suggerito dagli stessi Autori del programma, si è posta attenzione al processo di rasterizzazione, tramite ArcMap™, e alla verifica della corrispondenza tra l'immagine raster e quella vettoriale per evitare problemi di disgiunzione e/o sovrapposizione di *patch*. In particolar modo, oltre alla attribuzione di un background continuo rappresentato dal poligono corrispondente ai limiti amministrativi della Provincia di Lecce, è stata considerata la scelta della risoluzione (dimensione della cella) della mappa raster in relazione alla dimensione minima dimensione di *patch* della mappa vettoriale, scegliendo una dimensione di cella pari alla metà della dimensione minima della *patch* più *stretta*, indicata come la dimensione più idonea ad evitare problemi di non corrispondenza tra le mappe nei due formati.

Per il computo dell'indice di connettività è stato utilizzato il software *Conefor Sensinode 2.2*, recentemente sviluppato dall'Università di Lleida (Spagna), a partire dal *LandGraphs package* (Sensinode 1.0) messo a punto da Dean Urban (Duke University USA) (Saura e Pascual-Hortal 2007). Questo programma è basato sull'utilizzo, oltre che di informazioni di tipo spaziale (struttura e configurazione) anche di informazioni di tipo funzionale, quali la distanza di dispersione di organismi viventi. Esso consente di quantificare sia il grado di connettività funzionale (e quindi specie/gilda specifica) complessiva di un paesaggio, sia, soprattutto, il grado di importanza relativa delle singole *patch* per il mantenimento della connettività a livello di paesaggio, consentendo così l'individuazione delle *patch* più "critiche" ai fini delle strategie di conservazione. Nel caso in esame è stato computato l'indice PC (*probability of connectivity*), basato su un approccio di tipo probabilistico e sui concetti di disponibilità di habitat, probabilità di dispersione tra le *patch* e strutture a grafo. Questo indice, rispetto a quelli basati su un approccio binario, è in grado di fornire una rappresentazione meno semplificata delle

interconnessioni tra le *patch* e di rispondere alle 13 proprietà ritenute (Saura e Pascual-Hortal 2007 e letteratura ivi citata) maggiormente desiderabili per un indice di connettività da impiegare a fini della pianificazione delle misure di conservazione. Relativamente alle informazioni di tipo funzionale, si è fatto riferimento alla distanza media di dispersione (2 km) di alcune specie di uccelli presenti nel Salento (*Sylvia melanocephala, Sylvia atricapilla, Turdus merula, Sturnus vulgaris*) che presentano un'elevata territorialità almeno in una parte del ciclo biologico e che per esigenze trofiche e fenologia (Cramp, 1980) possono fungere da vettori dei propaguli delle specie vegetali (latifoglie) coinvolte nei processi silvogenetici in atto delle pinete di Pino d'Aleppo (*Pinus halepensis* Mill.). È stata impiegata la distanza euclidea tra i margini delle *patch* non essendo disponibili le informazioni analitiche (carta di idoneità ambientale per le specie ornitiche di interesse, abilità variabili di movimento/rischio di mortalità connessi alle diverse categorie di uso del suolo/idoneità ambientale) necessarie per definire le *minimun cost distances*, preferibili secondo gli estensori dell'indice.

Infine, è stata effettuata la verifica della posizione relativa delle *patch* più "critiche" della soglia temporale più recente, rispetto alla localizzazione delle aree protette e dei siti Natura 2000.

Risultati

Il confronto attraverso i LPI tra le tre soglie storiche (tabella 2) ha permesso di riscontrare che, al livello di *landscape* e relativamente all'insieme delle categorie forestali considerate:

- la superficie boscata è diminuita leggermente tra il 1936 ed il 1977 ed è aumentata sensibilmente nel periodo successivo (coefficienti di boscosità 0,85, - 0,63 - 2,51)
- la numerosità delle *patch* (NP e PD), dapprima pressoché costante, è aumentata in maniera sensibile tra il 1977 e il 1999 (NP: 89, 92, 478);
- la dimensione media delle *patch* (AREA_AM) risulta aumentata nel 1977 rispetto al 1936 per dimezzarsi nel 1999, mentre non si evidenziano variazioni per la dimensione della *patch* più grande (LPI). Questo cambiamento è riflesso anche dal coefficiente di variazione (AREA_CV) della dimensione delle *patch* rispetto alla media, più basso nel 1977 rispetto al 1936 e di nuovo più alto nel 1999, soprattutto per la presenza nell'ultimo passaggio temporale di molti *outlier* oltre il limite alto del range di variabilità interquartile.
- la forma delle *patch* (SHAPE_AM) tende mediamente ad una minore compattezza e si riscontra, attraverso l'andamento del coefficiente di variazione dell'indice di forma delle *patch* rispetto alla media (SHAPE_CV), un aumento della variabilità. Anche in questo caso sono presenti numerosi *outlier* oltre il limite alto del range di variabilità interquartile.
- la tendenza alla coesione spaziale delle celle che costituiscono le *patch* forestali (CONTAGION) è risultata progressivamente aumentata. Il fatto che CONTAGION e LSI (che rappresenta una misura di aggregazione) non siano correlati, come atteso in funzione della definizione degli indici, non rappresenta una contraddizione in quanto l'andamento di ciascuno degli indici è coerente con la relativa definizione. Infatti, mentre il calcolo dell'indice di CONTAGION è basato sui margini (*edge*) associati alle *patch* forestali (si riferisce quindi alla categoria considerata), quello dell'LSI è basato su

tutti i margini presenti nel paesaggio (si riferisce quindi al paesaggio nel suo complesso), compresi quelli del background, che con l'aumento della numerosità delle *patch* e la diminuzione della compattezza della loro forma, oltre che all'incremento di superficie boscata, aumentano considerevolmente (ED). Quindi nel caso specifico si può affermare (McGarigal pers. comm.) che il contagio del paesaggio nel suo complesso è diminuito in funzione dell'aumento di superficie boscata e dell'elevato grado di frammentazione delle *patch* (come dimostra l'incremento di LSI), mentre quello della categoria di copertura del suolo in esame, è aumentato.

Quest'ultima affermazione è suffragata dalla relazione diretta (r 0,99 per p<0,05) tra il valore dell'indice di connettività PC (tabella 1), anch'esso riferito alla copertura forestale, e quello dell'indice di CONTAGION. livello di *class*, considerando (figura 1) separatamente le due macroclassi della categoria boschi (conifere e latifoglie) si nota una riduzione delle superfici a latifoglie nel primo passaggio temporale, mentre nel secondo questa risulta lievemente incrementata. Il sensibile aumento della superficie a conifere spiega l' aumento di superficie boscata riscontrato a livello di paesaggio.

Tabella 1 - Valori degli Indici di Landscape Pattern (LPI) e indici di connettività alle tre soglie storiche.

	LPI Indices											Connectivity Index
	TA	NP	PD	LPI	ED	LSI	AREA_AM	AREA_CV	SHAPE_AM	SHAPE_CV	CONTAG	PC
1936	2351	89	0,032	0,09	2,086	2,739	70,907	212,396	1,747	34,475	59,764	4,80E-05
1977	1745	92	0,033	0,09	2,381	3,126	87,215	194,725	2,398	35,341	65,668	1,25E-05
1999	6928	478	0,173	0,087	4,752	6,24	41,777	219,438	2,914	41,510	67,172	2,42E-04

L'indice di connettività calcolato per le singole *patch* (dPD) ha permesso di evidenziare, per ogni soglia temporale, l'importanza relativa di ciascuna *patch*. Selezionando solo le *patch* con dPC> 1, definite in questo lavoro come *important node* (*patch* critiche per il mantenimento della connettività del paesaggio) si nota (figura 2 e figura 3) come nel 1936 e ancora nel 1977 questi risultino poco numerosi, ma con valori di importanza relativa mediamente alquanto elevati. La numerosità degli *important node* risulta considerevolmente aumentata nel secondo passaggio temporale, mentre il valore della loro importanza relativa mediamente si abbassa. Sebbene gli *important node*, a tutte le soglie temporali, rappresentino una frazione relativamente esigua, compresa tra il 9% e il 29%, rispetto al numero totale delle *patch*, la loro estensione complessiva interessa una percentuale elevata (tra il 40 ed il 70%) della estensione complessiva dei boschi (TA).

L'analisi della dinamica spaziale dei 10 *important node* del 1936 rispetto alle *patch* presenti nel 1999 ha evidenziato (figura 4) come questi siano stati interessati da una considerevole riduzione areale (in media del 67%) e in un caso dalla completa obliterazione. Oltre a tale riduzione, gli *important node* del 1936 hanno subito altri gradi del processo di frammentazione, fino all'isolamento delle *patch*. Delle *patch* da essi risultanti solo alcune hanno mantenuto al 1999 un livello di importanza (dPC) maggiore di 1, come dimostra l'esempio riportato in tabella 2, relativo a 5 *important node* del 1996 localizzati a NO della penisola salentina

Tabella 2 - Cambiamenti di alcuni I*mportant node* del ’36 rappresentativi di importanza relativa per la connettività (dPC).

ID 36	dPC 36	SUP 99	NP 99	Important node 99	dPC Important node 99
		%			media
3	34,48	51,39	16	7	4,07
4	38,42	25,12	19	3	1,49
5	8,92	6,69	2	0	0
85	33,01	56,95	16	11	2,77
87	3,76	0	0	0	0

La verifica della posizione relativa degli *important node* della soglia temporale più recente, rispetto alla localizzazione delle aree protette e dei siti Natura 2000 (Figura 5)[63] ha evidenziato che il 70 % degli *important node* in termini di numero, corrispondenti al 75% della superficie boscata complessiva sono interessati da diversi livelli di protezione. Tuttavia si segnala come in taluni casi si verifichi una ridondanza di protezione (coincidenza delle perimetrazioni di Parchi naturali regionali, SIC e ZPS).

Discussione

Le variazioni della connettività della superficie boscata salentina sono il risultato di dell’azione antropica. Infatti la leggera riduzione della copertura forestale emersa tra il 1936 ed il 1977 risulta da cambiamenti di uso del suolo (conversione in infrastrutture viarie e campi coltivati, insediamenti urbani) di aree caratterizzate dalla presenza di macchia o cedui quercini degradati. Di contro in questo arco di tempo il passaggio di parte dei boschi ascrivibili alla classe “latifoglie”, a quella delle in “conifere”, è riferibile alla consuetudine di realizzare le piantagioni di conifere anche nei boschi degradati, mentre l’aumento dell’estensione delle superficie a latifoglie nel secondo passaggio temporale è da riferire sia alla consuetudine di utilizzare le latifoglie nei rimboschimenti, sia a fenomeni di successione secondaria in seguito all’abbandono di terreni agricoli marginali. Ancora di origine antropica è l’aumento progressivo delle superfici boscate da porre in relazione agli interventi di imboschimento e rimboschimento realizzati negli anni ’30, ‘50, ‘70 e ’80 per effetto di politiche di volta in volta finalizzate alla bonifica di terre paludose, alla riduzione della disoccupazione bracciantile e, infine, nell’ambito della PAC, alla riduzione delle eccedenze agricole. Nonostante l’aumento evidenziato della connettività delle superfici boscate, la provincia di Lecce è ancora, in Italia, quella caratterizzata dal più elevato grado di frammentazione di habitat forestali. Tali habitat, con particolare riferimento alle *patch* più critiche per il mantenimento di questo sia pur minimo livello di connettività, solo in parte risultano interessati da vari livelli di protezione istituzionale (parchi regionali e riserve naturali orientate) essendo la maggior parte di esse ricadenti in siti Natura 2000, per i quali, come noto, pur in presenza di norme che obbligherebbero alla loro tutela in termini sostanziali, sussiste una protezione solo formale. Tutti questi elementi paesistici, inoltre, sono fortemente esposti al rischio di incendio. Trattandosi di fitocenosi forestali di nessun interesse economico, infatti, molte di esse da lungo tempo non sono interessate da interventi selvicolturali, il che comporta, soprattutto per quelle a prevalenza di conifere, l’accumulo di necromassa, di superficie e di chioma.

[63] Si fa riferimento alla figura riportata nel file pdf “Mairota_materiale supplementare” allegato alla presente pubblicazione.

Quanto detto, sia pure prendendo spunto da un'analisi per gran parte basata su criteri strutturali e sulla considerazione di una sola categoria di copertura del suolo (boschi) rappresenta un primo screening che consente di evidenziare la necessità di una ricalibrazione della rete di aree protette salentine e della integrazione tra i livelli di pianificazione a fini di conservazione e quelli propri della gestione forestale.

A tal fine appare indispensabile un approfondimento dello studio facendo riferimento non più al consueto modello concettuale di paesaggio costituito dall'insieme di *patch/corridor/matrix landscape* (Forman 1995), adottato anche in questo studio, che, benché integrato rispetto alla dimensione temporale e all'uso di informazioni che fanno riferimento a processi, risulta molto semplificato, in quanto rappresenta il paesaggio in forma binaria (bosco/non bosco), più adatta ai modelli percettivi umani che a quelli degli altri organismi viventi, bensì al modello concettuale del *landscape continuum*, basato sui concetti di gradiente e di *Umwelt* (Manning *et al.* 2007). Questa possibilità è legata ad un maggiore sforzo da parte delle strutture del governo regionale verso la collazione, la sistematizzazione e la divulgazione per scopi di ricerca di tutti i dati relativi alle variabili ambientali attualmente esistenti, nonché nel senso di promuovere e coordinare la raccolta di dati analitici relativi alla distribuzione di specie, di quelli indispensabili per le analisi di vitalità di popolazione, di quelli relativi alla "qualità" degli habitat.

Riferimenti bibliografici

Cramp S.[Ed.] 1980 Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: The Birds of the Western Paleartic. Oxford Universiy Press 695 pp

Forman R.T.T. 1995 *Land Mosaics. The ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press. Cambridge

Haines-Young R., Chopping M. 1996 Quantifying landscape structure: a review of landscape indices and their applications to forested landscapes. Progress in Physical Geography 20:418-445

Holling C. S. 1978 [Ed.] Adaptive Environmental Assessment and Management. Wiley, Chichester. Ristampato da The Blackburn Press in 2005 377 pp

Jelinski D.E. and Wu J. 1996. The modifiable areal unit problem and implications for landscape ecology. Landscape Ecology 11:129–140.

King A.W., Johnson A.R. and O'Neill R.V. 1991. Transmutation and functional representation of heterogeneous landscapes. Landscape Ecology 5:239–253.

Lindenmayer D.B., Franklin J.F. 2002 Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach Island Press Washington DC pp 352

Manning A.D., Lindenmayer D.B., Nix A. 2004 Continua and Umelt: novel perspectives on viewing landscapes. Oikos 104:621-628

McGarigal K., Cushman S.A., Neel M.C., 2002 FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps. Computer software produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: www.umass.edu/landeco/fragstats.html.

McIntyre S. e Hobbs R.J.1999 A framework for conceptualising human effects on landscapes and its relevance to management e research models. Conservation Biology 13:1282-1292

O'Neill R.V. 1979. Transmutations across hierarchical levels. In:Innis G.S., O'Neill R.V. [Eds.] Systems Analysis of Ecosystems. pp. 59-78. International Co-operative, Fairland, Maryland, USA.

Openshaw S. 1984. The Modifiable Areal Unit Problem. Geo Books, Norwich, UK.

Pascual-Hortal, L., Saura, S., 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the priorization of habitat patches and corridors for conservation. Landscape Ecology 21:959–967.

Saura S., Pascual-Hortal, L. 2007 A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study, Landscape Urban Planning doi:10.1016/j.landurbplan.2007.03.005 (in press)

Wu J. 2004 Effects of changing scale on landscape pattern analysis: Scaling relations. Landscape Ecology 19: 125–138.

Wu J. Levin S.A. 1994. A spatial patch dynamic modelling approach to pattern and process in an annual grassland. Ecological Monographs 64:447-464.

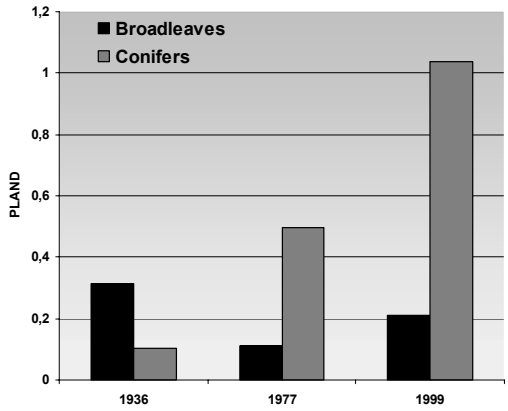


Figura 1 Incidenza areale relativa per le macro categorie latifoglie e conifere.

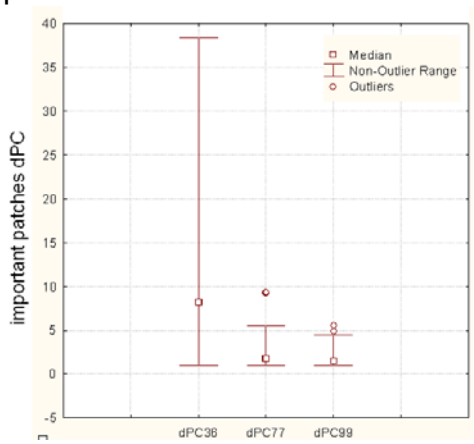


Figura 2 Variazioni dell'importanza relativa dei nodi per la connettività (dPC)

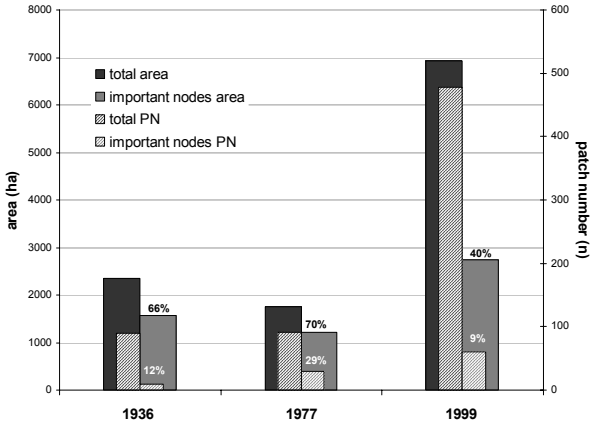


Figura 3 Distribuzione di TA , *important node area*, PN totale e *important node* PN

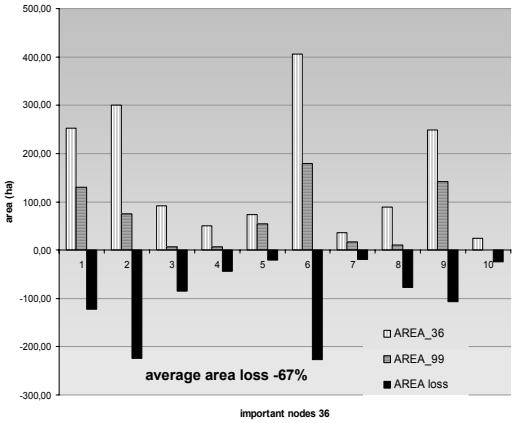


Figura 4 Riduzione areale degli *important node* del 1936 al 1999

PROCESSI DI GOVERNANCE PER LA SALVAGUARDIA DI VUOTI COSTIERI NEL SUD-EST BARESE

N. Martinelli[1] e M. D'Onghia[2]

[1] Politecnico di Bari, Dipartimento di Ingegneria Civile e Architettura,
Via Orabona 4, 70125 Bari. e-mail: n.martinelli@poliba.it
[2] Università degli Studi "Mediterranea" di Reggio Calabria, Dipartimento di Scienze Ambientali e Territoriali.

Governance processes for the preservation of coastal gaps in the south-eastern area of Bari

The Research carried out by IMCA (Integrated Monitoring of Coastal Areas) and experiences of coastal planning gained at the same time have produced this work we are going to tell about; integrating forms and levels in coastal planning is the main objective of our research. Since it was born the Coastal Zone Management (CZM) has represented the experimentation field of integration among: multidisciplinary knowledge, territorial terrestrial and marine fields, ways of using the land through transcalar visions. In the light of this methodological assumption, our study tries to underline how much the planners could integrate their approaches to coastal areas with the methodologies of the Landscape Ecology, when they need to establish inter-institutional forms of cooperation and participation of local communities, this being a an indispensable step to build governance processes.

The experimentation field of our work is Polignano a Mare, an Apulian town in the south-east of Bari, that still conserves precious "coastal gaps", as strategic resources for the sustainable development in a peninsular region that shows a high population rate in cities with a medium-high demographic rate and spread tourist settlements.

Our work is carried out in a developing institutional contest: we are witnessing an interesting period of transition in which there is the attempt of improving some backwardness conditions of sectorial and wide area planning in Apulia.

Abstract

Il lavoro scaturisce dalle riflessioni condotte all'interno della Ricerca IMCA (Integrated Monitoring of Coastal Areas) e in contemporanee esperienze di pianificazione costiera; integrare forme e livelli di quest'ultima in ambiti costieri è il principale obiettivo della riflessione disciplinare di questo contributo. Sin dalle sue origini il Coastal Zone Management (CZM) ha costituito il campo di sperimentazione di integrazione tra: saperi multidisciplinari, ambiti territoriali terrestri e marini, modalità di uso del suolo attraverso visioni transcalari. Alla luce di questo presupposto metodologico, il contributo cerca di evidenziare quanto i pianificatori possano integrare i loro approcci allo spazio costiero con le metodologie proprie della Landscape Ecology, nel momento in cui pianificando per le aree costiere (piani comunali, piani settoriali per la costa e per aree protette), hanno la necessità di instaurare forme di cooperazione inter-istituzionale e di partecipazione delle comunità locali, passaggio obbligato per la costruzione di processi di governance che si misurino con la complessità delle problematiche poste dal CZM.

Il campo di sperimentazione di questo lavoro è Polignano a Mare, un comune pugliese del sudest barese, che per una serie di motivi contingenti conserva ancora preziosi "vuoti costieri", da intendersi come risorse strategiche per lo sviluppo sostenibile in una regione peninsulare a forte concentrazione di popolazione in città di rango demografico medio-alto e insediamenti turistici diffusi, che spesso pregiudicano l'assetto paesaggistico dei litorali.
Questa sperimentazione si attua in un contesto istituzionale in evoluzione: ci si trova infatti in una interessante fase di transizione che cerca di superare la condizione di arretratezza in cui versava la pianificazione d'area vasta e settoriale in Puglia. In particolare, per quanto attiene l'uso della costa, è stata approvata una Legge Regionale (L.R. n.17/2006) sulla gestione delle aree demaniali che stabilisce nuovi principi in termini di sostenibilità ambientale e cooperazione interistituzionale, con la formazione di un Piano Regionale delle Coste, di prossima adozione, a cui dovranno conformarsi successivamente i Piani Comunali delle Coste.

Premessa. Pianificazione e gestione integrata delle coste

La tutela, la salvaguardia e la gestione dei territori costieri costituiscono oggi un tema centrale non solo nella pianificazione urbana e territoriale ai diversi livelli ma anche e soprattutto in quella settoriale. La crescita di nuove pianificazioni settoriali e specialistiche nell'ultimo decennio, se da un lato ha recato benefici sul territorio (attraverso indirizzi di tutela ambientale, di sviluppo sostenibile…), dall'altro in assenza di forme di co-pianificazione ha avuto l'effetto perverso di allontanare sempre più la pianificazione settoriale dalla pianificazione urbanistica ordinaria: a subire gli effetti negativi di questa mancanza di integrazione è lo stesso territorio, sul quale si indirizzano scelte frammentarie e talvolta incompatibili. L'integrazione tra livelli e forme di pianificazione sarebbe particolarmente efficace per i territori costieri, che per loro stessa natura sono luoghi di margine, territori di transizione tra due habitat diversi, terrestre e marino.

A livello internazionale il Coastal Zone Management sin dalle sue origini ha invocato al fine di una corretta pianificazione e gestione delle aree costiere una contestuale integrazione tra: (a) obiettivi di integrità degli ecosistemi, efficienza economica, equità sociale; (b) usi e/o settori economici; (c) ambiti spaziali e/o ambientali: terra emersa, ambiente marino, biosfera; (d) ambiti temporali: programmi a breve, medio e lungo termine; (e) ambiti giuridico-decisionali; (f) competenze delle disparate autorità e/o comunità locali alle diverse scale di governo; discipline: scienze naturali, ingegneria, economia, diritto.

Anche l'Unione Europea ha enucleato alcuni principi generali che dovrebbero caratterizzare tutti i processi di pianificazione e di governo delle aree costiere (Commissione Europea, 2001). Tra questi principi il tema dell'integrazione è centrale: forte è la consapevolezza che non sia possibile pianificare le coste all'interno dei confini amministrativi; che siano necessarie forme di co-pianificazione transcalari ed intersettoriali, con una chiara ripartizione e attribuzione delle responsabilità fra i livelli amministrativi (regionale, nazionale e locale) in ottemperanza al principio di sussidiarietà; che siano necessari quadri conoscitivi strutturati in modo da mettere a valore tanto le conoscenze esperte quanto quelle ordinarie delle comunità costiere.

Le condizioni del lavoro

Il Programma di Ricerca IMCA

Il lavoro scaturisce dalle riflessioni condotte all'interno del Programma di Ricerca "IMCA Integrated Monitoring of Coastal Areas – Nuove Tecnologie per il Rilevamento, per l'analisi e il Monitoraggio di Parametri Ambientali" finanziata dal MIUR nell'ambito dei progetti di ricerca industriale e sviluppo precompetitivo e sviluppata da un gruppo di ricerca interdisciplinare e interuniversitario in consorzio con PMI specializzate nel settore del telerilevamento e rilievo marino[64].

Obiettivo generale della ricerca IMCA è quello di sviluppare un sistema di conoscenze per il monitoraggio delle aree costiere mediante la produzione periodica di mappe tematiche realizzate attraverso l'integrazione di dati satellitari, dati di verità a terra e modellistica numerica. La ricerca è indirizzata al monitoraggio del territorio costiero della Puglia, attraverso l'elaborazione di un sistema articolato di modelli e mappe tematiche che possano fornire processi di analisi in grado di essere applicati ad ambiti costieri molto diversificati, sì da risultare utili ad orientare le decisioni di chi governa le trasformazioni del territorio.

In particolare il contributo del gruppo di lavoro del Dip. ICAR del Politecnico di Bari è stato quello di sperimentare la messa a punto di protocolli di rilievo con finalità descrittive e interpretative del paesaggio costiero, con particolare attenzione allo studio dei processi di trasformazione e alle forme del cambiamento. I casi studio selezionati per le analisi dei processi di trasformazione, condotte attraverso letture multi-temporali e transcalari sono: il Golfo di Manfredonia, il Sud-Est Barese e il Salento, per analisi d'area vasta (macroscala - km 60x60); la fascia costiera di Margherita di Savoia, Polignano a Mare e Otranto, per analisi a livello comunale (mesoscala - km 6x12); contesti particolari per analisi di dettaglio (microscala - km 5x5 o 2x2).

Pianificazione comunale e costa

La sezione "Pianificazione urbana e territoriale e suoi impatti con la gestione costiera" della ricerca IMCA, curata dagli autori del presente contributo ha guardato a tre aree campione del litorale pugliese: Margherita di Savoia a Nord, Polignano e i comuni litorali del sudest barese sino all'area del Brindisino e il comune di Otranto nel Salento. In una regione nella quale il livello di pianificazione più praticato è quello di scala urbana (P.d.F. e P.R.G.) si è deciso di impostare una lettura trasversale dei piani comunali dedicati ai tre contesti prima richiamati, guardando alle destinazioni d'uso previste lungo la fascia costiera per una banda di territorio profonda 3 km, intersecando quelle con la valenza ambientale di questi territori costieri, e con la pianificazione d'area vasta (Piano Paesistico) e di settore (Piani delle aree protette, Piani Comunali delle Coste). La pianificazione comunale vigente è di vecchia generazione (cfr.Tab. I), volendosi rifare alla periodizzazione proposta da G. Campos Venuti[65] per il nostro paese: si tratta di 3 Piani di II Generazione (anni '60 e '70), detti anche *dell'espansione*, e di 5 Piani di III Generazione, definiti *della qualità* (anni '80 e '90), perché maggiormente attenti di quelli precedenti al recupero delle risorse. Ma tali

[64] I partner del Programma di Ricerca IMCA sono: due PMI Aerospaziali (Planetek Italia S.r.l. e Spacedat S.r.l.), una PMI operante nel campo dei rilievi marini geofisici e ambientali (Coastal Consulting & Exploration S.r.l.), l'Università di Bari (Dip. di Zoologia) e il Politecnico di Bari (Dip. Interateneo di Fisica, Dip. di Ingegneria delle Acque e Chimica, Dip. di Ingegneria Civile ed Architettura).

[65] Campos Venuti, G. (1994) *La Terza generazione dell'Urbanistica*, Franco Angeli, Milano

caratteristiche, ottimisticamente attribuite dalla periodizzazione di Campos, vengono contraddette dai contesti costieri d'indagine; si hanno infatti su stretti litorali previsioni di zone *B edificate di completamento* (Mola di Bari) zone *C di espansione residenziale* e *zone per insediamenti turistici*, come residences, villaggi, e campeggi (Polignano a Mare, Ostuni) intervallate da ridotte zone a servizi. Solo Monopoli e Ostuni annoverano due piani della riforma urbanistica (P.U.G.) da poco varata dalla Regione Puglia con la L.R. 20/2001, che essendo ancora nel loro iter di approvazione non consentono valutazioni compiute degli esiti che avranno sul territorio costiero.

Tabella I. Pianificazione comunale vigente e insediamenti turistici costieri

Comune	Strumento di piano	Adozione C.C. Approvazione G.R.	Insediamenti turistici Sup (ha)
Margherita di S.	P.R.G.	1971-1974	179,50
Mola di Bari	P.R.G.	1980-1993	99,54
Polignano a Mare	P.R.G.	2000-2005	140,68
Monopoli	P.R.G.	1975-1977	80,77
Fasano	P.R.G.	1988-2001	94,19
Ostuni	P.R.G.	1985-1995	544,91
Carovigno	P.d.F.	1978-1978	135,35
Otranto	P.R.G.	1985-1998	274,26

Le condizioni di contesto

Contesto sudest barese

Una grande dominante del sistema ambientale della Puglia è costituita dalla fascia costiera, sia per estensione che per funzione connettiva dei diversi ambienti regionali. In uno sviluppo costiero che, tra riva adriatica e riva ionica, con 930 chilometri[66] copre oltre un decimo del totale nazionale, si succedono paesaggi che si diversificano per morfotipi costieri: coste rocciose degradanti piane; coste rocciose degradanti convesse; coste rocciose a falesia, spiagge a ciotoli e sabbiose, grotte naturali. A questa varietà di componenti fisiche e geochimiche dei morfotipi costieri corrisponde una altrettanto ricca componente biologica, dovuta alla ricchezza di habitat e biocenosi bentoniche. Basterà citare tra tutte le grandi praterie di Posidonia, che per gli ecologi europei costituiscono l'ambiente guida dell'intero ecosistema costiero mediterraneo, e ancora le comunità del coralligeno presenti nelle estese piattaforma rocciosa. Nell'area considerata non mancano aspetti di rilevante interesse ecologico quali la foce del fiume Ofanto, zone umide (lago Salso, saline di Margherita di Savoia, Ariscianne, Torre Guaceto, Le Cesine, Paludi di Rauccio) taluni bacini collegati in parte al mare (Lagune di Lesina e Varano, Laghi Alimini), e baie profonde poste alla foce dei solchi carsici che sono altrettanti ecotoni di elevata permeabilità ambientale nelle diverse interazioni: terra-mare, fiume-terra-mare, stagni-terra-mare. Questi habitat ecotonali, luoghi di interazione tra due ambienti limitrofi dove più alto è l'indice di naturalità, unitamente al livello di minaccia per i bruschi cambiamenti indotti dagli insediamenti umani, hanno ormai raggiunto in questo territorio la condizione di "risorsa scarsa", e tale dato di partenza non potrà essere ignorato da alcuna strategia futura di ICZM. Inoltre, il problema

[66] Il Piano Regionale delle Coste in corso di adozione ha aggiornato il dato sullo sviluppo costiero della Puglia rideterminandolo in 930 km

globale dell'arretramento costiero - come descritto nell'Atlante delle Spiagge Italiane del CNR (1985) e dal quadro delle conoscenze del nuovo PRC (Piano Regionale delle Coste) – richiede anche a livello locale una serie di scelte strategiche che guardino contemporaneamente alle cause concomitanti di tale fenomeno: la rarefazione dell'apporto solido del fiume Ofanto e l'erosione dello spazio costiero causato da processi di trasformazione insediativa che emerge con forza da quadri descrittivi d'area vasta (Grittani et al. 1996, Borri et al. 1996, Martinelli et al. 2007) nei quali si mostra, in particolare lungo il litorale centrale della Puglia, una insostenibile situazione di "consumo di suolo" complementare ad un "ispessimento delle forme dell'insediamento costiero".

I problemi indotti da tali processi di mutamento non hanno trovato adeguate risposte nel sistema locale di pianificazione: in gran parte ha operato una pianificazione comunale (PRG) di vecchia generazione (anni '70-'80) tradizionalmente disattenta agli equilibri degli ecosistemi costieri - con previsioni espansive a ridosso del mare; al contempo emergono i colpevoli ritardi della pianificazione paesistica regionale e di quella di settore (Piano di Bacino Stralcio e Piano regionale delle Coste) sopraggiunta tardivamente. A tal riguardo la ricerca IMCA ha consentito l'implementazione di operazioni di overlay mapping tra Corine Land Cover, cartografie tecniche comunali (combinate a sezioni storiche IGM) e rilievi sul campo, che mostrano una tendenza alla saldatura dei centri, specie a nord del capoluogo regionale in un continuum urbano di riviera; il grosso dell'insediamento costiero e sub-costiero disperso si struttura in ampie parti dei litorali bassi, tanto rocciosi, quanto sabbiosi, con i "materiali" della casa stagionale per vacanze (seconda casa) che in taluni tratti privatizza interi fronti costieri. Si struttura così un paesaggio della dispersione insediativa dove è leggibile una totale assenza di città pubblica, di strutture aperte, di centralità urbane (Lamacchia, Martinelli, Rignanese, 2000). Questi "materiali urbani" si sono posti in forte competizione con i tradizionali usi degli spazi aperti litoranei ad uso agrario dell'orto irriguo e delle piantate subcostiere, che sopravvivono ormai in forme relittuali (Mininni, 1996 Martinelli et al., 1999).

La situazione del territorio costiero di Polignano a Mare

La situazione del sudest barese si pone in forme differenti, senza dubbio con situazioni meno compromesse di quelle dell'area a nord di Bari. Sebbene i centri costieri di Mola di Bari, Polignano a Mare e Monopoli, presentino ispessimento costiero dovuto ad insediamento costiero e sub-costiero disperso, la piccola porzione del territorio comunale di Polignano a Mare rappresenta senza dubbio un *unicum*. In poco più di 16 km si succedono morfotipi costieri che vanno dalla costa alta rocciosa – quella delle spettacolari falesie e grotte dove è arroccato il centro antico della città – alle piccole spiagge di sabbia poste alla foce di profonde *Lame* e canaloni. Rilevanti bionomie marine che vanno dalle formazioni coralligene ai poseidonieti sono testimoniate dalla presenza di un Sito di Interesse Comunitario, un'area di ripopolamento ittico provinciale e da un progetto di Parco Marino. Un paesaggio costiero di formazioni tipiche della macchia mediterranea si alterna ancora ad orti irrigui, oliveti e ficheti, talvolta protetti da una intricata trama di muri a secco frangivento, punteggiati da trulli, *pagliari* in pietra e masserie che si interseca a un reticolo idrografico di solchi del carsismo *Lame e canaloni* che la Landscape Ecology ci

sottolinea essere corridoi ecologici che strutturano connessione (per forma) e connettività (per funzione) tra ecosistemi costieri e paesaggi agrari interni.

Il grande vantaggio competitivo del Comune di Polignano a Mare, rispetto a tanti altri comuni rivieraschi della Puglia che hanno dissipato le loro risorse ambientali e paesaggistiche, è il poter ancora disporre di una fascia costiera che, pur presentando alcuni punti di criticità come i fenomeni di erosione, le forme di abusivismo edilizio strisciante e gli esiti negativi di un turismo concentrato nello spazio (costiero) e nel tempo (la stagione estiva), conserva ampi tratti di vuoti costieri con ultime forme di naturalità diffusa (presenza di specie alonitrofile, tipiche delle coste rocciose del Mediterraneo meridionale, e di specie arbustive tipiche della gariga e della macchia mediterranea).

Sebbene il PRG vigente sia stato approvato nel 2005, la sua elaborazione risale al decennio precedente, tanto che i contenuti e gli indirizzi sull'area costiera risentono delle strategie che individuavano nello sviluppo dell'attività turistica un fattore di crescita anche economica del territorio: il piano prevedeva grandi comparti per nuovi insediamenti turistico-alberghieri, che si sarebbero affiancati alle strutture esistenti, costituite per lo più da campeggi solidificatisi con processi abusivi in veri e propri villaggi turistici. Il ritardo nella attuazione delle previsioni del piano e la concomitante opposizione da parte delle associazioni ambientaliste locali hanno permesso di porre rimedio ai rischi che una massiccia edificazione della costa avrebbe comportato per la salvaguardia di un territorio che conserva ancora intatti i suoi caratteri naturali: il processo di mobilitazione sociale partito dal basso ha infatti indotto il Comune a rivedere tre "Accordi di Programma Quadro" (siglati nel 2002 con le imprese proponenti) nei quali erano previste attrezzature turistico-ricettive per centinaia di posti letto a ridosso della costa, implementandoli con la delocalizzazione delle cubature in aree a monte della strada litoranea.

Allo stato attuale il PRG è in corso di adeguamento alle previsioni e alle norme del *PUTT/Pba* (Piano Urbanistico territoriale Tematico / Paesaggio e Beni Ambientali). Al termine dell'iter di adeguamento del piano sarà possibile avviare il recupero dei tre campeggi, trasformatisi negli anni in veri e propri insediamenti stabili, mediante l'applicazione dei *Pirt* (Piano integrato di riqualificazione territoriale), da intendersi non come mero strumento di ulteriore sanatoria degli insediamenti abusivi, quanto piuttosto come progetto di recupero e riqualificazione fisica che, con interventi integrati di riduzione delle densità edilizie, di adeguamento dei materiali da costruzione, arredo degli spazi aperti e della vegetazione, attrezzamento delle reti di accessibilità e di smaltimento dei reflui, possano garantire una nuova compatibilità di questi insediamenti con il contesto.

Primi indizi di innovazioni nella pianificazione delle aree costiere

La nuova fase della pianificazione regionale costiera

Già a partire dal 2001 molti comuni pugliesi si erano dotati di Piani Comunali delle Coste al fine di normare l'uso delle proprie aree demaniali marittime, ai sensi della Delibera di Giunta Regionale (D.G.R.) n. 319/2001, che individuava i "Criteri di pianificazione dell'uso del demanio marittimo con finalità turistico-ricreative". Lo stesso titolo del dispositivo legislativo regionale rivelava un orientamento del piano a dettare norme solo per l'uso turistico-balneare dei litorali, e con un ambito di competenza ristretto alla sottile fascia litoranea demaniale. Peraltro, lontano da qualsiasi visione

strutturale e strategica della costa, il Piano di Utilizzo delle Coste (P.U.C.) di livello regionale sarebbe risultato di fatto quale sommatoria dei singoli PCC proposti dai Comuni.

Nell'ambito di una gestione costiera maggiormente integrata, invece, si muove la Legge Regionale n. 17 del 2006 recante la "Disciplina della Tutela e dell'Uso della Costa" che la nuova Amministrazione Regionale ha approvato, cercando di riformare l'azione regionale in materia di demanio marittimo, conformata ai principi di: (a) salvaguardia, tutela e uso eco-sostenibile dell'ambiente; (b) pianificazione dell'area costiera; (c) accessibilità ai beni del demanio marittimo e al mare territoriale per la loro libera fruizione; (d) semplificazione dell'azione amministrativa; (e) trasparenza delle procedure e partecipazione alla definizione degli indirizzi; (f) integrazione tra i diversi livelli della Pubblica amministrazione, attraverso forme di cooperazione e di concertazione; (g) decentramento amministrativo dei compiti e delle funzioni connesse; (h) sviluppo armonico ed eco-compatibile del turismo balneare. La nuova pianificazione regionale, ribaltando la processualità prevista dalla legislazione precedente, stabilisce che il Piano Regionale delle Coste (P.R.C.), di prossima adozione, costruisca il quadro delle conoscenze e delle coerenze a cui dover conformare in una fase successiva i PCC.

Il caso di studio del Piano Comunale delle Coste di Polignano a Mare

La scommessa del nuovo Piano Comunale Costiero di Polignano (2004-2006) è stata quella di conciliare la salvaguardia del *genius loci* di questo straordinario paesaggio locale con le spinte alla modernizzazione e le aspirazioni a nuove forme di sviluppo locale. La *multidisciplinarità per il governo costiero, l'ascolto delle comunità locali e la copianificazione* sono infatti i riferimenti fondamentali della metodologia di lavoro utilizzata dai progettisti per la redazione del Piano delle Coste, che pur conservando la conformità a quanto disposto dall'allora vigente D.G.R. n. 319/2001, applica alcuni dei principi presenti nel nuova L.R. n.17/2006, in particolare per quanto attiene l'accessibilità ai beni del demanio marittimo, l'integrazione tra i diversi livelli istituzionali e lo sviluppo armonico ed eco-compatibile del turismo balneare.

I progettisti, in accordo con l'amministrazione comunale, hanno coinvolto la comunità locale nella redazione del piano, intendendo questo coinvolgimento, non come banale comunicazione di scelte già decise, ma finalizzandolo alla costruzione di forme di governance territoriale, che consentano un processo di costruzione collettiva e condivisa delle conoscenze del territorio che integrino ai saperi esperti quelli "diffusi" delle popolazioni. Al contempo, la strutturazione dell'indagine territoriale fondata sulle visioni della Landscape Ecology ha consentito la necessaria fase di "isolamento" delle risorse costiere, intorno alle quali costruire nuovi percorsi condivisi di governance territoriale. Tale processo si è attuato attraverso Forum tematici di ascolto strutturato, nella fase di costruzione del Quadro Conoscitivo del territorio, e mediante seminari, convegni ed esposizioni del Piano per momenti di confronto pubblico, nella fase di Progetto.

Il Quadro delle Conoscenze così costruito è confluito nel *Sistema Informativo Territoriale* articolato, secondo una logica multidisciplinare e sistemica, in cinque sottosistemi (Sistema idrogeomorfologico, Sistema botanico-vegetazionale e faunistico, Sistema insediativo e storico culturale, Sistema normativo-istituzionale, Sistema turistico. Il Sistema Informativo Territoriale ha semplificato anche le procedure di verifica

della compatibilità e congruenza delle scelte progettuali alle norme e agli indirizzi previsti dai piani urbanistici ordinari (PRG, PUTT/PBA) e settoriali, vigenti (Piano di Assetto Idrogeologico, Pianificazione Ambientale - pSIC e Zps) o in corso di istituzione (Area Naturale Protetta A7 - Fascia costiera di Polignano a valle della S.S. 16), condizione, quest'ultima necessaria per la costruzione di un percorso di ICZM.

Riferimenti bibliografici

A.A.V.V. (1985) *Atlante delle Spiagge Italiane*, CNR, Roma.
Borri D. (1996) (a cura di), "Puglia" in: Clementi A., Dematteis G., Palermo P.C. (a cura di), *Le forme del territorio italiano,* vol II, Laterza, Bari.
Campos Venuti G. (1994) *La Terza generazione dell'Urbanistica*, Franco Angeli, Milano.
Commissione Europea (2001) *L'UE e le zone costiere*, Lussemburgo, Ufficio delle pubblicazioni ufficiali delle Comunità Europee.
Grittani G. (1996) (a cura di), *Un approccio metodologico alla pianificazione di area vasta. Il caso della Puglia Centrale*, Franco Angeli, Milano.
Lamacchia M.R., Martinelli N. e Rignanese L. (2001) "Un territorio della Puglia Centrale", in: Viganò P., (a cura di), *New territories. Situations, projects, scenarios for the European city and territory,* Officina, Roma.
Martinelli N., D'Onghia M., Lamacchia M.R. (2007) "Integration among planning shapes and levels in the coastal areas management", in: Proceedings of Gazimagusa Symposium 2007, *Medi-Triology-CCC: Coastal settlements, Culture, Conservation*, *8*-10 October 2007. Eastern Mediterranean University, Gazimagusa, North Cyprus.
Mininni M.V. (1996) "Le risorse" in: Grittani G. op. cit.

IL GOVERNO DELLE PERTINENZE FLUVIALI DEL SARNO

A.Valentinelli

ABCTerra - V.B.d.Montone 30, 00176 Roma - ale2vale@yahoo.com

The Sarno riparian corridor management

Along with the adoption of SEA Directive 2001/42/EC, the integrated management becomes an ordinary task for administrations. As the planning processes are required to be consistent with multiple environmental goals, even the approaches to the environmental matters are expected to change. They should not simply concern the integration of environmental considerations into sectoral policies. They address land use management in order to support environmental protection and rehabilitation strategies. In addition, they need a new institutional cooperation building capacity to meet effective environmental targets, by according land use planning scenarios.
To affect critical, complex and interacting landscape vulnerability factors, as well the Climate Change perspective requires an implementation of both precautionary and adaptive strategies: based on land use management policies and involving the changing mosaics of a new "dynamic" landscape, which its environmental quality is measured by levels of risk exposure to natural hazards such as floods or landslides.
If such risk prevention policies can provide horizontal goals to environmental oriented strategies, to ensure their concrete enforcement, both land use and sectoral management have to be related to morphodynamic and functional spatial units. With the aim of supporting institutional cooperation among land use responsible administrations, the Sarno river basin Authority has identify the stream riparian corridor. In this area flood risks mitigation can be associated with ecological network implementation, multifunctional agriculture development, fluvial landscape rehabilitation, soil consumption and fragmentation prevention purposes. Now the stream corridor is among the new protected areas recognized by the Province of Naples Master Plan.

Abstract

Con l'entrata in vigore della Direttiva VAS 01/42 la pianificazione integrata diviene impegno ordinario, ineludibile per le Amministrazioni. In virtù della Direttiva, le coerenze plurime cui gli strumenti di piano devono contestualmente corrispondere mutano, con la natura degli stessi piani, l'approccio sin qui riservato alle problematiche ambientali: ne rendono insufficiente la semplice integrazione nelle politiche di settore e, viceversa necessario un esercizio delle tutele fondato su appositi indirizzi di governo degli usi del suolo; e' pertanto il raccordo fra questi ultimi a misurare la capacità di cooperazione interistituzionale e, in concreto, l'efficacia ambientale di tale concertazione.
D'altra parte gli scenari di cambiamento climatico, l'approccio precauzionale che sollecitano a prescindere dalla drammaticità delle prospettive, esigono un governo territoriale delle politiche di cosiddetto "adattamento" capace di incidere sulle molteplici, complesse e spesso interrelate vulnerabilità del territorio. Si modifica di conseguenza anche il "paesaggio" oggetto di tutela: un luogo dai caratteri dinamici e mutevoli; un "mosaico" di fattori che presiedono con i livelli di rischio idraulico-morfologico, la qualità degli assetti ecosistemici.

Queste materie "orizzontali" alla pianificazione assumono tuttavia valenza strategica solo se il concorso fra competenze territoriali e di settore e' "incardinato" entro areali unitari, per specifica rilevanza morfodinamica e funzionale, ad esempio i bacini idrografici. Nel bacino del Sarno, l'individuazione della fascia di pertinenza fluviale ha fornito il supporto di copianificazione agli Enti territorialmente competenti. Entro tale perimetro, le ragioni della difesa del suolo proprie del Piano di Assetto Idrogeologico si associano agli obbiettivi per la realizzazione della Rete Natura 2000, finanziati dal Piano di Sviluppo Rurale e assunti dal Piano Territoriale della Regione Campania per la riqualificazione multifunzionale del paesaggio agrario, nonche' agli indirizzi per contrastare il consumo e la frammentazione del suolo adottati dalla Provincia di Napoli che lo ha, allo scopo, recepito nel proprio Piano di Coordinamento.

Una storia napoletana

Il programma di perimetrazione della pertinenza fluviale del Sarno scaturisce dalla valutazione strategica effettuata per verificare l'efficacia idraulica delle opere di sistemazione previste nella parte terminale del bacino, l'impatto da queste generato sull'ambiente fluviale e le criticità di natura idraulica o ambientale, che il progetto per la realizzazione della seconda foce del fiume non avrebbe potuto risolvere o mitigare.

Promosso dall'Autorità di Bacino del Sarno nel 2005, il programma si avvale della collaborazione tra i tecnici dell'Ente ed esperti esterni, tra cui un idraulico, per la simulazione in moto vario delle alternative di riconfigurazione dell'alveo, un idromorfologo, per la modellizzazione delle ricadute sul trasporto solido di ripascimento costiero, un idrobiologo, per lo studio degli impatti sul corridoio fluviale, un urbanista, per l'analisi delle componenti territoriali e paesistiche interessate.

Lo studio strategico evidenzia il carattere frammentario degli interventi attuati sul corso fluviale e addirittura l'incongrua officiosità delle singole sezioni, in più tratte maggiore nelle aste a monte, la parzialità delle scelte di intervento straordinario sistematicamente a favore di opere per la difesa passiva, spesso sovradimensionate, talvolta incompiute, la carente valutazione degli impatti ambientali, la scarsa considerazione per un approccio al riassetto di tipo non strutturale (AdB Sarno 2006a).

A partire dal dicembre 2005, tali riflessioni sono esposte alla Commissione d'inchiesta del Senato, nominata per far luce sulle "Cause d'inquinamento del fiume Sarno" che a chiusura dei lavori della XIV legislatura, in proposito, vorrà concludere sull'opportunità di "consegnare al passato" logiche ed interventi che "al passato appartengono" (Senato, 2005 e 2006).

In questo quadro di pregresse inadeguatezze, il progetto di sistemazione del Delta di Foce sconta soprattutto il mancato supporto di azioni diffuse per la mitigazione del rischio idraulico e il confinamento entro fasce demaniali di ampiezza insufficiente ad assicurare la piena capacità autodepurativa che si intende ripristinare almeno nell'opera di risagomatura dell'alveo: politiche atte a contenere i fattori che presiedono intensità e frequenza delle esondazioni, governando a fini di difesa, gli usi del suolo.

A seguito di una specifica VIA, nell'aprile 2006, il progetto riceve parere positivo dalla Regione Campania. Nel dicembre successivo, il Comitato Istituzionale dell'Autorità assume il programma di perimetrazione della pertinenza del fiume negli indirizzi per il riassetto dell'ambito di foce e stabilisce, tra i criteri cautelativi di sviluppo del corridoio fluviale, la tutela delle residue aree permeabili, il divieto di aggravare il carico

urbanistico nelle zone industriali dismesse, l'avvenuta saturazione degli indici di edificabilità residenziale, il ripristino delle aree umide costiere (AdB Sarno 2006b).

Nel corso del 2007, il programma di perimetrazione e' incardinato in un più organico "Schema per la mitigazione del rischio idraulico e il recupero ambientale della fascia di pertinenza del Fiume Sarno" che aggiorni il Piano Stralcio di Assetto Idrogeologico. Come tale e' illustrato alle autorità concorrenti la gestione del territorio: le Province di Napoli e Salerno, il cui PTCP e' in corso di adeguamento, il Parco fluviale del Sarno, da poco costituito e privo ancora di strumenti di programmazione, la Regione che ha appena adottato, nel Piano Territoriale, gli obbiettivi di realizzazione della rete ecologica come strategia portante per la riqualificazione paesistica e il controllo dei fenomeni di consumo e frammentazione del suolo (Regione 2006).

Nel 2008 la Provincia di Napoli presenta il Piano di Coordinamento: vi si propone di riallineare il parco fluviale ai confini della pertinenza del fiume, e destinare le zone agricole al suo interno ad aree di pregio paesistico, inedificabili (Napoli 2008).

La pertinenza del fiume: tra ecologia e riassetto

La fascia di pertinenza del Sarno individua l'ambito che il fiume ha improntato con le proprie evoluzioni morfodinamiche e nel quale esplica i relativi processi funzionali di colonizzazione e di scambio tra la falda e i corpi idrici superficiali, tra le acque e i suoli: il suo assetto riflette le prestazioni dell'intero bacino idrografico, la vulnerabilità ai rischi di alluvione e frana.

E' un perimetro organico sul piano ambientale, fortemente compromesso e altamente modificato nelle sue componenti originarie, che pur tuttavia svolge ancora il ruolo di corridoio di connessione ecologica tra il mare, i rilievi vulcanici e carbonatici che contornano l'Agro sarnese.

Qui e' istituito il sistema di aree protette più rilevante dell'intera Campania: i Parchi nazionali del Vesuvio e del Vallo di Diano, quelli regionali dei Monti Lattari e Picentini, i numerosi SIC, le riserve marine di Capri e Punta Campanella.

La resilienza dell'area e' elevata, e non solo in rapporto al degrado che grava la piana: in Penisola Sorrentina i fondali sono coperti di Posidonia. Il Banco marino di Santa Croce, prospiciente Foce Sarno, e' colonizzato da una ricca ittiofauna. Il Vesuvio rappresenta un giacimento straordinario di germoplasma locale e la sua entomofauna; il Vallo segna un ganglio primario nelle rotte migratorie degli uccelli (AdB Sarno 2005).

L'Agro nocerino inoltre racchiude testimonianze essenziali per comprendere la storia del paesaggio meridionale: a Lavorate di Sarno la trama irrigua ha mantenuto una struttura, a parcelle lunghe e strette chiamate "ische", attribuita da una raffigurazione del Museo di Paestum ai Lucani, e che infatti si ripete nei dialetti e nei toponimi con cui, da Solofra al Vallo di Diano, dalle Calabrie alla Basilicata ionica, si designano i terreni ripari messi a coltura grazie ad apporti fluviali ridotti o discontinui, quali le sorgenti pedemontane sarnesi.

I centri che hanno eletto l'ambiente fluviale a principio ordinatore appartengono significativamente a tutte le epoche: il sito protostorico di Longola, raro esempio ancora integro di villaggio palafitticolo dell'età del bronzo, le necropoli degli antichi Sarrastri, Pompei, Stabia e Oplonti, la stessa Scafati dalle caratteristiche tipologie aggettanti sui canali settecenteschi.

Le piogge di piroclastiti che investono Pompei nel 79 d.C. hanno conservato legni e pollini, oggi oggetto di raffinati studi paleoambientali in base ai quali la Sovrintendenza

ha potuto restituire il corso originario del fiume, le sue divagazioni, la vecchia linea di costa, e ritrovare il porto che a Moregine ospitava i fiorenti commerci della città (Guzzo 2007 e Mastroroberto 2007).

Su questi elementi, l'Autorità ha intrecciato l'areale di massimo inviluppo dei paleoalvei, la mappatura storica eseguita a fine Ottocento dal Reale Officio Topografico di Napoli, la cartografia tecnica geologica, geomorfologica e di uso del suolo. Ha avviato una campagna *in situ* di rilievo degli habitat fluviali, sinora assenti dalle Carte floristiche della Società Botanica Italiana; verificato le previsioni degli strumenti di piano in relazione alle fasce di esondazione idraulica definite del PSAI.

Il progetto, inizialmente limitato al Delta di Foce sede dell'intervento di sistemazione, quindi esteso alle aste a monte di Scafati sino a Sarno, e' ormai prossimo al completamento: con l'attesa individuazione delle pertinenze dei maggiori affluenti montani, Solofrana e Cavaiola, potranno essere avviate anche le azioni per il complessivo riequilibrio del bilancio idrico (Braioni 2008).

I contributi interdisciplinari confluiti nella predisposizione delle pertinenze hanno finito per arricchire molta parte dell'attività dell'Autorità, e quello che e' stato definito lo "Schema di riassetto" ha di fatto fornito gli orientamenti strategici per adeguare la programmazione a standard più innovativi sotto il profilo tecnico, più stringenti su quello ambientale. Così il "Piano generale di regimazione delle acque in destra Sarno" prevede il superamento della soluzione in un unico collettore, il molto contestato ma mai veramente abbandonato Canale Conte Sarno, con un sistema distribuito di fognature separate che abbatte non solo i carichi inquinanti ma i volumi di piena. Il "Piano per la riduzione del rischio da frana" riafferma le valenze dell'idrologia vegetale nella protezione dei suoli e la prevenzione dei fenomeni di colata rapida. E il "Progetto di ripristino del trasporto solido" indica finalmente nella deartificializzazione dell'alveo le priorità d'intervento per il ripascimento costiero.

Pianificazione integrata e difesa del suolo

Quest'impegno complessivo dell'AdB, ora approdato alla revisione delle Norme tecniche attuative del PSAI, muove sul duplice registro di integrazione nelle politiche di riassetto, delle finalità di tutela ambientale e dei criteri di governo d'uso dei suoli.

Rispetto alla "governance", preme sottolineare come proprio questo elemento di "territorializzazione" della fascia di pertinenza abbia semplificato il percorso di confronto istituzionale: consentendo ai singoli soggetti di privilegiare quale contributo ad obbiettivi "condivisi" quanto generici di mitigazione del rischio e riqualificazione ambientale, le forme specifiche, gli strumenti e le prerogative d'intervento peculiari a ciascuno.

Simile impostazione che, agli occhi dell'Autorità, assolve la prevenzione del rischio con politiche di gestione diffusa dei fattori che ne presiedono la pericolosità, delinea al contempo gli scenari adattativi necessari a fronteggiare la vulnerabilità del territorio ai cambiamenti che per l'Effetto Serra permangono imprevisti.

Su di essa convergono soprattutto le ultime norme introdotte nell'apparato nazionale in virtù della tanto auspicata correzione del testo originario della Legge Delega 152/06, tra cui il Dlgs 4/08 che recepisce la VAS ai sensi della Direttiva 01/42.

Con la procedura di Valutazione Strategica, la pianificazione integrata diviene ineludibile per gli Enti con competenze in campo ambientale: la natura processuale dei piani da un lato, dall'altro le coerenze plurime richieste alla programmazione creano infatti un combinato disposto degli obbiettivi di tipo ambientale, per ottemperare il quale

le politiche di settore devono misurarsi sull'efficacia concreta degli interventi, ovvero sulle capacità di trasporre tali scelte in indirizzi che governino le trasformazioni territoriali a non assecondare l'accumulo di impatti (Vittadini 2005).

Basti pensare, a riguardo, cosa comporti raggiungere gli obbiettivi di qualità fissati dalla Direttiva Quadro sulle Acque 00/60, laddove contempla specifici standard per i corpi idrici di transizione, il controllo delle variabili idrologiche, la tutela delle componenti biotiche, delle aree cosiddette "sensibili" e di salvaguardia ai diversi usi.

Oppure immaginare il contesto applicativo delle Direttive 06/232 per la protezione della risorsa suolo, 07/60 per la prevenzione delle alluvioni, 07/414 per la gestione delle crisi idriche e la siccità.

Infine ma non per importanza, valga associare queste riflessioni alla recente decretazione che istituisce, con D.M. 1 aprile 2008, il Registro nazionale dei Serbatoi di carbonio a difesa dei soprassuoli boschivi o alla pronuncia della Conferenza Stato Regioni del 29 marzo, vigente dal 9 aprile, che finalmente assimila i Siti della Rete "Natura 2000" alle aree protette, in tal modo rafforzando l'autorevolezza delle Valutazioni d'Incidenza in sede di Piano del Parco.

Muta le prospettive e sollecita in questa direzione tanti apporti disciplinari anche la Convenzione sul Paesaggio, spostando l'oggetto di tutela dalle eccellenze alle interazioni tra modelli insediativi e sistemi di risorse o, in altri termini: tra destinazioni d'uso e dinamiche che conferiscono qualità agli assetti ecosistemici.

Le "polivalenze" delle reti ecologiche sono note (Malcevschi 2005 e Gibelli 2007): contrastare frammentazione e consumo del suolo, riaffermare il ruolo della biodiversità nel preservare i meccanismi per il riequilibrio di sistemi ambientali complessi; altrettanto lo sono i vantaggi derivabili quando poggino su mosaici idonei a ripristinare le funzioni di connessione e ad accrescere i margini di resilienza dei territori.

Vi e' quindi una precisa opportunità di "finalizzare" le strategie localizzative delle reti alla gestione delle criticità territoriali espressione di dissesto che, nelle politiche di adattamento, attengono la distribuzione dei rischi passivi di esposizione agli eventi, ma soprattutto dei rischi attivi, dove si generano fenomeni di attesa intensità e frequenza.

In questi areali, il riassetto delle dinamiche morfologico-funzionali può compensare sensibilmente i livelli di rischio; già oggi pur in assenza di interventi mirati, si rileva una diminuzione dei deflussi superficiali, legata alle accresciute capacità di intercettazione e infiltrazione offerte da coperture di versante, da anni ormai, in costante e spontanea rinaturazione ed estensione (Cannata 2007): processi che l'assoggettamento dei corridoi di pertinenza fluviale a finalità di tutela consolida, moltiplicando e creando nuove sinergie sui fronti del risanamento qualitativo.

Non fosse altro per il lavoro interdisciplinare che richiedono le citate coerenze ambientali, la difesa "non strutturale" del suolo appare una materia orizzontale per coordinare le strumentazioni in capo agli Enti territoriali e raccordarne le competenze settoriali alle istanze pianificatorie ambientali e paesistiche.

L'esperienza del Sarno mostra quanto sia indispensabile, per armonizzare le singole strategie, individuare anche l'ambito nel quale conformare gli indirizzi per la trasformazione degli usi del suolo ai rispettivi regimi di tutela: quanto, allo scopo, risulti cruciale operare entro entità territoriali che, per la loro unitarietà, siano in grado di instaurare una spirale virtuosa tra le azioni di riqualificazione dettate dalle diverse Amministrazioni coinvolte.

Nel designare la fascia di pertinenza ad area di pregio per l'ampliamento del Parco fluviale, la Provincia di Napoli ha inteso perfettamente le reciprocità di questi meccanismi nella copianificazione, ma certo ha voluto anche lanciare un segnale forte: il rifiuto all'aggressione del territorio e al degrado che tanto, ma non solo in queste aree, arriva a pervadere sin la sfera della convivenza sociale.

Elenco delle Tavole fuori testo

1. Foto aerea dell'Agro sarnese, *Regione Campania 2005*
2. Carta Idrogeologica, *Autorità di Bacino del Sarno-Piano di Tutela delle Acque 2003*
3. Foce Sarno al 79 d.C., *Sovrintendenza Archeologica di Pompei 2006*
4. Lavorate di Sarno: Foglio 13 S.Valentino, *Real Officio Topografico di Napoli 1871*
5. Ricognizione aerea della Piana di Scafati, *Royal Air Force 1943*
6. Carta del Consumo di suolo, *AdB Sarno-Aggiornamento PSAI 2007*
7. Parco fluviale del Sarno e rete ecologica, *AdB Sarno-Aggiornamento PSAI 2006*
8. Fascia a rischio idraulico, *AdB Sarno-Piano Stralcio di Assetto Idrogeologico 2002*
9. Fascia di pertinenza Scafati-Foce, *AdB Sarno-Aggiornamento PSAI 2006*
10. Fascia di pertinenza del fiume Sarno, *AdB Sarno-Aggiornamento PSAI 2007*

Riferimenti bibliografici

Autorità di Bacino del fiume Sarno, (2005) Progetto esecutivo di sistemazione idraulica e bonifica del fiume Sarno nel tratto terminale Scafati-Foce, Valutazione d'impatto ambientale, Sintesi non tecnica. *Commissario Delegato per il Superamento dell'emergenza socio-economico-ambientale del Bacino del fiume Sarno*.

Autorità di Bacino del fiume Sarno, (2006a) Progetto di sistemazione idraulica e bonifica del fiume Sarno nel tratto terminale Scafati-Foce, Studio di impatto ambientale. *Quaderni AdB, Collana di Studi dell'Autorità di Bacino del Sarno 1/2006*.

Autorità di Bacino del fiume Sarno, (2006b) Delibera del Comitato Istituzionale, Seduta del 21 dicembre 2006.

Braioni M.G. *et al.* (2008) Ecologia degli ambienti acquatici e fluviali: studio finalizzato alla caratterizzazione del bilancio idrico, alla determinazione del Deflusso Minimo Vitale e del Corpo idrico di riferimento dell'Alta Solofrana. *Quaderni AdB, Collana di Studi dell'Autorità di Bacino del Sarno 1/2008.*

Cannata P.G. (2007) Acque, fiumi, pianificazione dei bacini idrografici: l'uso del suolo come difesa. Ercolini, M. (Eds) *Fiume, paesaggio, difesa del suolo; Atti del convegno di Firenze 10 e 11 maggio 2006.* Firenze University Press.

Gibelli G. *et al.* (2007) Funzioni del paesaggio e salute dell'uomo: incidenza delle trasformazioni ambientali. *Atti del Congresso SIEP "I Nuovi Paesaggi", Pesaro 22 e 23 giugno 2006. Edizioni Paysage*.

Guzzo P.G. (2007) *Pompei: Storia e paesaggio della città antica* (Eds). Electa, Milano.

Malcevschi S. *et al.* (2005) Caso-studio: Variante generale del PRG del Comune di Arluno (MI). Vittadini, M.R. *et al.* (Eds) *Progetto ENPLAN-Medocc: Linee Guida per la valutazione ambientale di piani e programmi.* Regione Lombardia.

Mastroroberto M. (2007) L'aurea *aetas* neroniana sulle pareti di Moregine a Pompei. Nava M.L. *et al.* (Eds) *Rosso pompeiano*. Electa, Milano.

Provincia di Napoli, (2008) Presentazione del Piano Territoriale di Coordinamento. *Napoli, 6 marzo 2008.*
Regione Campania, (2006) Delibera di Giunta 1596, 30 novembre 2006: adozione del Piano Territoriale Regionale. *BURC Numero Speciale 10 gennaio 2007.*
Senato della Repubblica, (2005) Commissione d'inchiesta sulla cause d'inquinamento del fiume Sarno, Seduta 35, 14 dicembre 2005. *Resoconto stenografico n.32.*
Senato della Repubblica, (2006) Commissione d'inchiesta sulla cause d'inquinamento del fiume Sarno, Relazione conclusiva*. XIV legislatura, Documento XXII-bis n.6.*
Vittadini M.R. *et al.* (2005) *Progetto ENPLAN: Linee Guida per la valutazione ambientale di piani e programmi* (Eds)*.* Interreg-Medocc, Regione Lombardia.

APPROCCIO TRANSDISCIPLINARE NEI PROCESSI DI PARTECIPAZIONE PER IL GOVERNO DELLE RISORSE ALLA SCALA LOCALE

E Marcheggiani[1] ,V.Castellani[2]. S. Sala[2] , A.Galli[1]

[1] Dipartimento di Scienze Applicate ai Sistemi Complessi, Università Politecnica delle Marche, 60132 Ancona (AN) e-mail: e.marcheggiani@univpm.it
[2]Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio (DISAT), Università degli Studi di Milano Bicocca, 20126 Milano (MI) e-mail: serenella.sala@unimib.i

---

Transdisciplinary approach in participative processes to a local scale management of landscape resources
The aim of present work is to illustrate the current state of a wider project whose general objective is to integrate a number of scientific and methodological approaches and technologies, in order to support local authority and stakeholders, especially those acting in marginal areas, toward a more sustainable management and use of landscape resources. The proposed methodology has been applied in several real case study to test its validity. In present paper the "Comunità Montana delle Alpi Lepontine" (Cmal) case is outlined. In order to achieve the adhesion to the European Charter for the Sustainable Tourism (ECTS) different stakeholders and public bodies, belonging to thirteen municipalities in the Northern Italy have cooperated. The efforts to preserve and boost economy in such peculiarly landscape compel for to cope with landscape different aspects -scientific, historical, artistic and economical- from a multidisciplinary holistic point of view. This approach enables a complex scientific image, as a driver, in order to suggest, integrate and effective planning actions for a rational use of natural and cultural landscape resources.
This also require a stronger integration and improved sharing of information among such a number of local actors. This could be better performed thanks to state of the art novel information technologies (for instance, the paradigm of Interconnected Geo Semantic Web Communities).

Abstract
La proposta metodologica è ispirata a un progetto più ampio il cui intento finale consiste nella messa a punto di una serie di approcci metodologico scientifici che vanno dal metodo olistico e integrato, proposto della Landscape Ecology, alla co-pianificazione partecipata, fino alla possibilità di implementare strumenti basati su consolidate (es. Geographical Information Systems, GIS) o nuove tecnologie di gestione della conoscenza (es. Geo Semantic Web Communities). Lo scopo finale è quello di supportare I decisori durante le principali fasi di pianificazione e gestione delle risorse. La scommessa per il futuro di molte realtà territoriali risiede, infatti, nella possibilità di comare le distanza che si è andata creando tra mondo scientifico, politici e amministratori locali e società civile, quando questi interagiscono, in particolare alla scala locale, nel tentativo di guidare le diverse forze di trasformazione in atto verso virtuosi processi di sviluppo locale sostenibile.
Per testarne la validità il metodo proposto, tuttora in divenire, è stato applicato in diverse realtà territoriali. Nel presente lavoro il metodo è declinato seguendone una

applicazione al caso di studio inerente l'adesione di un consorzio di tredici Comuni, appartenenti alla Comunità Montana delle Alpi Lepontine, alla Carta Europea per il Turismo sostenibile nelle Aree Protette (CETS), riconoscimento certificato a livello Europeo da Europarc.
Questo processo ha richiesto uno sforzo particolare di integrazione e uso delle informazioni disponibili o emergenti dalle analisi, nonché di comunicazione tra tutti i soggetti coinvolti.

Introduzione

Nei processi di governance delle risorse, alla scala locale, non è più prescindibile la concezione del paesaggio quale spazio culturale dell'uomo che lo crea, lo abita e lo trasforma (Forman & Godron 1986; Forman, 1997, Naveh 2001, Ingegnoli 2004). In questi ultimi anni, a livello internazionale, le metodologie di ricerca in campo territoriale hanno teso a sviluppare una sempre maggiore integrazione fra le diverse discipline scientifiche, facendo costante riferimento ad una visione del territorio quale sistema complesso di eco-sistemi che interagiscono tra loro nello spazio e nel tempo.

A questa visione, sistemica e dinamica, si ispirano oggi gli studi territoriali più avanzati, sia nel corso delle fasi di analisi delle potenzialità di un territorio sia relativamente alla progettazione degli interventi finalizzati a favorirne uno sviluppo equilibrato e durevole.

Recentemente, alcuni autori hanno sottolineato l'importanza fondamentale del rapporto tra produzione scientifica e società (Potschin et al., 2007), ed il senso di inadeguatezza delle risposte scientifiche alle sfide attuali, in particolare, quelle per uno sviluppo sostenibile. In questo contesto il flusso di informazioni strettamente scientifiche, relative agli approcci tradizionali dell'Ecologia quale scienza sperimentale, abilita a "proporre ipotesi, collezionare dati e progettare test sperimentali per rigettare le ipotesi non valide" (Gallopìn et al., 2001).

Tuttavia, questo paradigma si sta rivelando inadeguato per risolvere problemi legati alla gestione di situazioni legate alla complessità organizzata. Soprattutto quando ci si confronta con sistemi che mostrano livelli sovrapposti di complessità strutturata, quali i sistemi di paesaggio, i quali evolvono o cambiano grandemente sia in risposta alle azioni di gestione, sia in risposta alla espansione o contrazione delle attività antropiche. In questo caso, sono molto più appropriati approcci fortemente integrati tra diverse discipline e paradigmi scientifici, apparentemente, differenti (Gallopìn et al., 2001).

In tale contesto, il ruolo della partecipazione ai processi di piano da parte dei cittadini e del complesso dei portatori di interessi locali -trasparentemente informati- è oggi una delle principali sfide a cui, sia il mondo scientifico, sia il sistema pubblico privato dedicato alla gestione delle risorse territoriali è chiamato oggi a fornire coerenti risposte, declinate operativamente secondo diversi approcci.

Inoltre, in risposta alle sopracitate esigenze anche il panorama tecnologico sta rapidamente mutando offrendo novità meritorie di nota; l'epocale passaggio dai tradizionali strumenti di gestione dei dati e delle informazioni, anche a carattere territoriale sottolinea la particolarità di queste transizioni, a titolo di esempio si citano l'emergere dei sistemi semantici (Lassilla, Berners-Lee, et Al. 2001) e il passaggio dal GIS tradizionale a GIS partecipati (PPGIS o GIS/II), fino alle novità offerte dall'approccio semantico per il coinvolgimento di una larga platea di attori coinvolti nelle fasi di piano,

progetto e gestione delle risorse alla scala territoriale note come Geo Semantic Web Communities (Marcheggiani, Tummarello, et Al., 2007).

Area di studio

Il territorio relativo al caso di studio appartiene a quella vasta regione geografica che praticamente coincide con l'Italia settentrionale, che alcuni geografi negli anni settanta del secolo scorso hanno denominato come la possibile "Megalopoli mediterranea", indicando la presenza di alcuni fattori complessi che potevano fa pensare ad una conurbazione simile a quelle che si erano sviluppate nella costa occidentale degli Stati uniti d'America e nell'Europa centrale (Muscarà, 1999, Turri, 2000). Sono molti i caratteri peculiari di questa realtà territoriale, e tra questi risulta particolarmente evidente quello, peraltro intrinseco al concetto stesso di megalopoli, dello squilibrio esistente tra le diverse zone che la compongono. E' uno squilibrio tra i diversi gradi di concentrazione delle strutture urbane presenti al suo interno, ma anche culturale tra le componenti della popolazione che vi abita, gestionale tra le differenti impostazioni del governo del territorio, ecologico tra lo stato delle diverse zone. Ad un primo sguardo, il paesaggio della Comunità Montana Alpi Lepontine (in provincia di Como), si presenta come "un territorio verde incastonato tra due laghi di rara bellezza", ma questa definizione è sicuramente riduttiva e non aiuta a cogliere tutti gli aspetti e le sfaccettature di questo comprensorio. La caratteristica principale dell'area Lepontina è proprio l'estrema varietà dei caratteri geografici.

Per preservare intatto questo patrimonio, è necessario promuovere forme di turismo sostenibile, che permettano di valorizzare il territorio senza snaturarlo, incrementando la tutela delle risorse naturali, promuovendo, anche presso la popolazione locale (soprattutto i giovani) la riscoperta dei lavori tradizionali e dell'artigianato e valorizzando i prodotti tipici locali.

Metodologia

La Comunità Montana delle Alpi Lepontine ha dato avvio nel 2006 al processo di adesione alla Carta Europea del Turismo Sostenibile nelle Aree Protette (CETS), riconoscimento certificato a livello Europeo da Europarc, (Europarc, 1995) L'iniziativa vede coinvolte 13 amministrazioni comunali, volta a favorire uno sviluppo armonioso del territorio e del turismo, contenendo gli impatti e preservando ambiente, cultura e qualità della vita. L'adesione alla CETS, prevede di elaborare una strategia di medio e lungo periodo per la valorizzazione del territorio e la sua fruizione turistica sostenibile, secondo un'apposita procedura, che consta di tre fasi: la diagnosi del territorio (ambientale, paesaggistica, culturale, economica e sociale) funzionale alla realizzazione, attraverso la consultazione con gli attori locali (2a fase), di una strategia di azioni da intraprendere per sviluppare il turismo sostenibile nelle aree protette interessate (3a fase) secondo 8 principi ispiratori (Europarc, 1995). In questo contesto aspetti oggettivi (desunti da valutazioni di indicatori spazializzati e non) sono stati confrontati con aspetti soggettivi (legati alle percezioni degli attori sul modello di sviluppo).

L'adesione alla CETS offre, dunque, la possibilità di affiancare all'analisi del territorio la co-progettazione di azioni condivise e la corresponsabilizzazione di tutti gli attori locali. In tal modo la CETS, si configura come non solo una metodologia di pianificazione condivisa per il turismo sostenibile ma anche e soprattutto un **processo**

culturale, di maturazione, di *empowerment* e di avvio di nuove modalità di intervento sul territorio di una comunità.

Per superare l'approccio meramente qualitativo con il quale generalmente vengono affrontati i processi di partecipazione, sono state predisposte alcune metodologie finalizzate alla valutazione della capacità di carico connessa alle attività turistiche (Castellani, 2007 a), e sviluppati metodi per collegare il grado di complessità funzionale di un paesaggio con il "mosaico strutturale", riferito alla configurazione spaziale dei singoli ecosistemi o degli elementi presenti in esso, identificati a una determinata scala di rappresentazione. L'assunzione teorica che ogni tipo di paesaggio possa essere riferito ad un "modello strutturale" di base (Steinitz, 1986), in cui la configurazione spaziale di comunità umane, ecosistemi, habitat, strutture e sistemi di paesaggio ha "in sé" forti implicazioni ecologiche in merito alle funzioni che essi determinano e influenzano (Haynes-Young & Chopping, 1996, Gustafson 1998), può rappresentare un efficace punto di partenza nel tentativo di superare le limitazioni imposte da un approccio miope rispetto alla reale complessità eco-sistemica di un paesaggio.

L'analisi del contesto alla scala territoriale

Seguendo l'approccio indicato, sono stati elaborati, da parte dei due gruppi di ricerca, su ambiti diversi, una serie di indicatori atti a definire ed a confrontare tra loro i profili territoriali dei domini oggetto di studio. Nel corso del progetto è stata definita una metodologia di analisi e di valutazione delle trasformazioni del paesaggio fondata su di una visione complessiva delle sue principali componenti strutturali/funzionali, che trae spunto dai principi fondamentali dell'Ecologia del Paesaggio e dal classico modello PSR (Pressione, Stato, Risposta) della European Environmental Agency, (EEA 2005). La metodologia sviluppata è stata illustrata in dettaglio in una specifica pubblicazione a ciò dedicata (Marcheggiani et Al., 2006). In questa sede, se ne vogliono solo richiamare sinteticamente le fasi principali: (1) suddivisione delle aree di studio in grandi unità fisiografiche (fisiotopi) mediante il calcolo di specifici indicatori spaziali, utilizzando un metodo già collaudato nel corso di precedenti studi. La morfologia di un territorio, infatti, condiziona profondamente le attività antropiche che si svolgono al suo interno (insediamenti, attività produttive, culturali e sociali). Pertanto, è di estremo interesse cercare di "leggere" le trasformazioni dell'uso del territorio in rapporto alla sua struttura fisica; (2) analisi delle trasformazioni di uso/copertura del suolo attraverso il confronto diacronico fra cartografie riferite ad epoche differenti, utilizzando alcuni indicatori spaziali calcolati mediante operatori GIS, alcuni dei quali appositamente progettati dal gruppo di ricerca (Bocci et al., 2004); (3) caratterizzazione del sistema agricolo delle due aree mediante l'elaborazione dei dati provenienti da censimenti ISTAT per il calcolo di alcuni indicatori specifici; (4) caratterizzazione del sistema socio-economico delle due aree mediante l'elaborazione di dati provenienti da censimenti ISTAT per il calcolo di alcuni indicatori specifici.

L'omogeneizzazione di tutti gli indicatori ha permesso, infine, di procedere ad una prima integrazione fra le differenti tipologie di indicatori, in modo da produrre un profilo integrato delle due aree di studio.

La costruzione di un modello basato esclusivamente su indicatori a carattere spaziale non risulta, a nostro avviso, sufficiente. La componente "sociale" rappresenta, infatti, un importante fattore dell'ecosistema territoriale, non direttamente desumibile né dalle informazioni spaziali né dai dati statistici relativi all'agricoltura, che riveste un ruolo di estrema importanza al fine di definire i possibili futuri scenari di sviluppo sostenibile

del territorio. Per tale motivo alle analisi basate su indicatori a carattere spaziale, è stata affiancata una parallela metodologia analitica dedicata alla descrizione della realtà locale, confluita in un set di indicatori proposti per la capacità di carico turistica (Castellani, 2007a) .

La realtà locale

L'analisi della realtà locale, effettuata parallelamente nella prima fase del processo di adesione alla CETS, ha riguardato diversi ambiti, in un'ottica interdisciplinare, indispensabile per una valutazione complessiva della situazione locale, con l'obiettivo di evidenziarne punti di forza e di debolezza e di delineare possibili ambiti di intervento per lo sviluppo locale attraverso il turismo sostenibile. La diagnosi effettuata ha riguardato i seguenti ambiti: inventario del patrimonio locale; analisi delle dinamiche economiche e sociali; analisi delle potenzialità di miglioramento della qualità della vita e dei sevizi; diagnosi della situazione del mercato turistico locale (attuale e potenziale); studio del flusso dei visitatori e dell'impatto delle attività turistiche sull'ambiente naturale e culturale locale.

La particolarità dell'adesione della CMAL risiede nella peculiarità del territorio coinvolto: non si tratta, infatti, come nei casi pilota già realizzati in Italia, di aree a parco di grandi dimensioni ma di piccole aree protette in ambito montano. In questo contesto, la CETS rappresenta un importante strumento di lettura del territorio, sia interno che esterno alle aree e uno strumento di valutazione delle potenzialità locali per una sua valorizzazione turistica e una sua fruizione compatibile con la necessità di salvaguardarne le caratteristiche ambientali e l'integrità sociale ed economica.

Partecipazione e coprogettazione

Il cuore del processo di ottenimento della CETS è legato al coinvolgimento attivo degli attori locali, sia nella fase di consultazione e costruzione di una visione comune che nella fase di coprogettazione di interventi pubblico-privati.

Il cuore della partecipazione, con l'intento di raccogliere le percezioni relative allo scenario di sviluppo futuro del territorio e a fornirne preziosi indirizzi, è stato strutturato secondo la modalità dell'European Awareness Scenario Workshop (EASW) è un metodo nato in Danimarca finalizzato alla ricerca di un accordo fra i diversi gruppi di portatori di interessi in ambito locale con l'obiettivo del raggiungimento di una definizione consensuale di un modello di sviluppo sostenibile. durante l'EASW si è chiesto ai presenti di indicare quali fossero, secondo il loro punto di vista, i punti di forza e i punti di debolezza del territorio in relazione al turismo ed in particolare quali elementi avrebbero potuto contribuire ad uno scenario di sviluppo positivo e quali ad uno negativo nei prossimi dieci anni. I risultati del workshop sono stati successivamente rielaborati e clusterizzati per individuare i temi principali e metterli in relazione con gli 8 principi della carta (Castellani 2007 b).

Risultati

I profili territoriali messi in evidenza dal set di indicatori analizzati hanno consentito di delineare in modo oggettivo i caratteri dei due territori presi in esame.

Dalle analisi sono emersi gli elementi che compongono e contraddistinguono il paesaggio globale della Cmal, trascurando la descrizione delle componenti meno interessanti sotto il profilo della attrattività turistica, le componenti fondamentali riassumibili in cinque principali unità fondanti il paesaggio locale: il paesaggio naturale,

le aree in rapporto con il lago, le aree sede del modello Insediativo (le ville storiche), le aree sede del modello rurale, gli alpeggi.

Dalle analisi a carattere spaziale è possibile trarre alcune prime indicazioni sullo possibile sviluppo di questi territori. Nella CMAL da un lato il settore primario riveste un ruolo ormai del tutto marginale; dall'altro sono presenti nella porzione mediana il paesaggio culturale di grande pregio delle ville e dei borghi storici, ancora sostanzialmente intatto, e nella parte più alta della valle un paesaggio semi-naturale molto stabile, che rappresenta una grande riserva di biodiversità e di biomassa. Si è dunque ipotizzato per quest'area uno scenario di sviluppo incentrato sull'attivazione di un nuovo sistema turistico di qualità, incentrato sulla valorizzazione integrata delle risorse culturali e delle risorse naturali, in parte alternativo ed in parte complementare a quello massificato che già investe la fascia costiera lacustre. L'area, infine, manifesta un'evidente potenzialità, che andrebbe ulteriormente indagata, per la valorizzazione energetica delle consistenti dotazioni di biomassa legnosa che si sono consolidate o che addirittura sono aumentate durante il periodo storico considerato.

Parallelamente, la *vision* ha permesso di enucleare alcuni ambiti tematici sui quali hanno lavorato specifici attori in appositi tavoli. Dall'analisi della vision dei residenti emergono come preoccupazioni principali nei confronti del turismo: aumento del traffico, aumento della cementificazione. Le principali aspettative sembrano riguardare invece: i prodotti tipici locali, la valorizzazione delle attrattive locali, il miglioramento della viabilità e delle infrastrutture presenti.

Inoltre, per valutare le ricadute nel tempo delle politiche per il turismo sostenibile, l'analisi della realtà locale effettuata dal DISAT nell'ambito dell'adesione alla CETS è stata affiancata dalla definizione di un nuovo indicatore in grado di valutare la sostenibilità dello sviluppo locale, con attenzione anche ad aspetti di qualità della vita dei residenti. L'indicatore sviluppato è il Sustainable Performance Index (SPI) (Castellani, 2008): consta di 20 indicatori economici, sociale ed ambientali finalizzati alla valutazione dello stato attuale e all'indirizzo delle politiche future partendo dal presupposto che non siano solo indicatori economici (quali il PIL) a poter fornire indicazioni sul reale sviluppo di una realtà locale e sulla sua sostenibilità (Castellani, Sala, 2008).

Dalle analisi incentrate sulla società sono emersi aspetti peculiari della realtà economica e sociale delle Alpi Lepontine di cui il più rilevante sembra essere la dipendenza dal vicino territorio svizzero; una situazione di questo tipo, se da una parte permette di ridurre il fenomeno dello spopolamento, dall'altra frena lo sviluppo dell'economia locale; il settore turistico in particolare rappresenta un ambito critico per l'imprenditorialità perché la maggior parte delle attività sono prevalentemente stagionali.

Da questo punto di vista, il territorio della Cmal potrebbe rappresentare effettivamente un **modello di sviluppo** per tutte quelle aree rurali e di media montagna della Lombardia che scontano una situazione di difficoltà legata alla fruizione turistica (scarsa accessibilità, turismo montano ma non sciistico, scarse strutture di accoglienza se non nei centri più grandi) e alle condizioni sociali ed economiche del territorio (tendenza allo spopolamento delle aree montane più in quota, scarsa occupazione locale, difficoltà nella gestione economica ordinaria degli Enti Locali).

Conclusioni

Opportuni strumenti di governance in grado di indirizzare le politiche di sviluppo locale in un'ottica di sostenibilità integrata, possono trarre grande vantaggio dalle analisi

ispirate ai paradigmi dell'ecologia del paesaggio: transdisciplinarietà, complessità, auto-interattività sistemica, coevoluzione, ecc. Tali approcci se applicati in un quadro di partecipazione ampiamente condivisa (approccio bottom-up), permette sia di leggere le dinamiche dei processi di trasformazione-rigenerazione in atto, sia di rendere il flusso delle informazioni derivate, scientificamente rilevanti, fruibili a tutti gli altri soggetti interessati estranei al processo di produzione scientifica. E', infatti, fondamentale comunicare efficacemente gli scenari di trasformazione in tutti quegli ambiti in cui è necessario coniugare lo sviluppo sociale ed economico con la tutela del patrimonio ambientale, culturale e tradizionale che costituisce l'insieme delle risorse fondamentali di ciascuna realtà locale.

Nel caso di studio l'efficacia delle strategie di gestione, messe in campo durante le fasi del procedimento di adesione, è dipesa fortemente dalla concreta possibilità di operare in ambienti multidisciplinari dove la partecipazione ha rappresentato lo strumento principe per guidare e sostenere i decisori pubblici (e privati) interessati dal processo di adesione alla CETS, attraverso reali scenari di governance.

Questo processo, ha permesso la creazione di un primo vero strumento di governance applicato alla scala locale, che se correttamente recepito e interpretato da parte delle amministrazioni coinvolte, nel breve periodo, potrà permettere la definizione e l'attuazione di sostenibili e coerenti azioni normative di gestione delle risorse territoriali, garantendone l'utilizzo da parte delle comunità locali nel rispetto delle capacità di autogenerazione delle risorse stesse.

Riferimenti bibliografici

Castellani V, Sala S, Pitea D., (2007 a) A new method for tourism carrying capacity assessment. In: E. Tiezzi, J. C. Marques, C.A. Brebbia & S. E. Jørgensen (Editors) Ecosystems and sustainable development VI. WIT Press, Southampton.

Castellani, V., Lombardo, A., Sala, S., (2007b). Strategy for sustainable mountain tourism. A private – public synergy for local development. In: Proceedings of III International Seminar on Mountain Tourism "Sustainable Tourism in mountain protected areas – building partnership between NGOs and managers of protected areas", Sucha Beskidzka, Poland, ,

Castellani V., Sala S. (2008) "European charter for sustainable tourism in protected areas: a challenge for local development". Ecological Economics submitted

EEA, (2005) Technical Report No 1/05. ISSN 1725-2237

EUROPARC (1995) Training: Philosophy and Practice - Towards implementing the 'Parks for Life' Action Plan, ISBN 3-9804528-0-8

Forman R.T.T. (1997) Land Mosaics, Cambridge: Univ. Press

Forman R.T.T., Godron M. (1986) Landscape Ecology, N.Y., NY, USA: John Wiley and Sons

Gallopin, G.C., Funtowicz, S., O'Connor, M., Ravetz, J. (2001) Science for the twenty-first century: from social contract to the science core. Int. Social Sci. J. 53 (2), 219–229.

Gustafson E.J. (1998) Quantifying landscape spatial patterns: what is the state of the art?, ecosystems, 1: pp 143 – 156.

Haynes-Young R., Chopping M. (1996) Quantifying landscape structures: a review of landscape indices and their application to forest landscape. Progress in Physical Geography, 20: pp 418-445.
Ingegnoli V. (2004) Landscape Ecology: a widening foundation, Springher ed.
Lassilla O., Berners-Lee T., Handler J. (2001) The Semantic Web
Marcheggiani E., Bocci M. (2006) Indicatori sintetici per un modello di pianificazione integrata, nuovi paesaggi l'ecologia del paesaggio di fronte alle novità e alle sorprese ambientali, Convegno SIEP, Pesaro, 22 - 23 giugno.
Muscarà, C. (a cura di) (1999) Megalopoli mediterranea, Franco Angeli, Milano
Naveh, Z. (2001) Ten major premises for an holistic conception of multifunctional landscapes, Landscape and Urban Planning, 57, pp. 269-284.
Potschin M., Haines-Young (2007) Assessing Ecosystem Services: Spatial Frameworks, Biodiversity and ecosystem services. MA concept from a European perspective, Msg: 8812
Steinitz C. (1986) Foreword, in Forman & Godron: Landscape Ecology. J. Willwy & Sons. New York.
Tummarello G., Morbidoni C., Nucci M., Marcheggiani E. (2007) Interacting Geo Semantic Web Communities with the DBin platform: use cases and perspectives in Scharl, A. and Tochtermann, K., Eds. The Geospatial Web - How Geobrowsers, Social Software and the Web 2.0 are Shaping the Network, 2007, London: Springer, pp 171-176, ISBN 1-84628-826-6
Turri, E. (2000) La megalopoli padana, Marsilio, Venezia

SESSIONE 2

"CONOSCERE PER DE-LIBERARE":
STRUMENTI PER
L'ANALISI E LA VALUTAZIONE DEL PAESAGGIO

CLASSIFICATORE GERARCHICO PER L'ANALISI DI IMMAGINI QUICKBIRD

N. Amoruso[1], C. Tarantino[1] and P. Blonda[1]

[1] CNR_ISSIA, via Amendola 122/D, 70126 Bari, ITALY. e-mail: blonda@ba.issia.cnr.it

---

Gerarchical Classifier for Quickbird images analysis
Quickbird images, characterized by very high spatial resolution, offer the possibility to monitor antropic processes at very fine scale. Land use changes, useful in many application fields, can be obtained by comparing thematic maps of different years. The reliability of the detected changes depends on the accuracy of the compared classified maps. When multi-temporal information is not available, the reduced spectral band availability of Quickbird images represents a big problem in distinguishing spectrally similar classes, such as road and buildings, woods and permanent crops with trees, arable land and shrub. In this work, spatial information is combined with spectral information to differentiate classes in a hierarchic classification approach. First, a supervised classifier, based on spectral features only, is used to discriminate the following classes: a) artificial areas, including roads and buildings, b) vegetated areas, including woods, permanent crops with trees, vineyard, shrub, arable land, c) shadows, d) barren land e) sea areas. Then the two macro-classes, i.e artificial areas and vegetated areas, are split into their sub-classes components based on the selection of *class-oriented* spatial features. In particular, this paper mainly focuses on the introduction of spatial information in the form of *length and width* for the discrimination of roads and buildings in artificial areas. For the discrimination of vegetated classes, texture measures from co-occurrence matrix have been used. In the last step the map containing the whole set of classes is recomposed. The proposed approach produced an overall percentage accuracy better than 10% in comparison with the use of a more conventional classification approach, based on spectral information. The scene analysed covers part of Salento area in Puglia Region.

Abstract
Le immagini satellitari QuickBird ad alta risoluzione spaziale permettono di monitorare processi antropici a scala molto fine. Cambiamenti nell'uso del suolo si ottengono confrontando mappe tematiche di anni diversi. L'affidabilità dei cambiamenti rilevati dipende dalla accuratezza delle classificazioni di partenza. Nelle immagini QuickBird, all'alta risoluzione spaziale corrisponde una limitata risoluzione spettrale: difficile separare classi di uso del suolo spettralmente simili specie in assenza di informazione multitemporale. Esempi: strade ed edifici, aree boschive e a coltivazione permanente (uliveti e vigneti), aree a seminativi e praterie. In questo lavoro informazioni spaziali sono utilizzate insiema ad informazioni spettrali per la classificazione. La scelta delle informazioni spaziali è specializzata rispetto alle classi da discriminare secondo un approccio gerarchico di classificazione. In una prima fase, la classificazione basata sull'analisi spettrale, permette di discriminare le seguenti classi: a) aree artificiali, incluse strade ed edifici, b) aree vegetate, inclusi boschi, uliveti, vigneti, praterie, seminativi, c) aree in ombra, d) suoli nudi, e) aree marine. Nella fase successiva, le due macro-classi *aree artificiali* ed *aree vegetate* sono divise nelle classi componenti utilizzando informazione spaziale specializzata per classe. Nel lavoro l'attenzione è

focalizzata sull'introduzione del l'informazione spaziale di *lunghezza e larghezza,* per la discriminazione di strade ed edifici all'interno delle aree artificiali. Per le aree vegetate invece, vengono usate misura di tessitura estratte dalla matrice di co-occorenza. Nell'ultima fase si ricompone l'intera immagine classificata in una mappa che comprende tutte le classi di interesse. Un miglioramento complessivo maggiore del 10% si ottiene rispetto alla classificazione solo spettrale. L'immagine QuickBird utilizzata è relativa ad una scena del Salento in Regione Puglia.

Introduzione

Lo studio dei dati provenienti dal sensore QuickBird ha fatto emergere alcune problematiche legate alla classificazione delle immagini prodotte. Il limitato numero di bande spettrali di tale sensore impone l'utilizzo di misure di natura spaziale, che vanno aggiunte alle misure spettrali disponibili, al fine di una più accurata classificazione tematica. Tuttavia l'usuale utilizzo delle misure (features) spaziali, cioè l'applicazione di una stessa feature a tutti i pixel dell' immagine (Smits, 1999), produce un miglioramento solo nella discriminazione di alcune classi, mentre risulta ininfluente per altre. Questo problema si può superare con il metodo di classificazione gerarchica (Davis, 2003) che consente di specializzare la scelta e l'applicazione di informazioni spaziali ai pixel di ciascuna classe di interesse, in maniera tale da consentire un miglioramento complessivo nella discriminazione di tutte le classi presenti nell'immagine.

Data Set

In questo lavoro un metodo di classificazione gerarchica è stato applicato all' analisi di una immagine telerilevata da satellite QuickBird, relativa alla città di Torre dell'Orso, in Salento, Italia, acquisita il 16 Gennaio 2005.

Le classi tematiche individuate su tale immagine sono: *erba* (ER), *alberi* (AL), *edifici* (ED), *strade* (ST), *ombra* (OM). Ai fini della classificazione, sono stati estratti dalla stessa, i poligoni (o regioni di intereste, ROI) relativi ai pixel di training ed ai pixel di test del classificatore, per ciascuna delle classi individuate. La numerosità dei campioni estratti è mostrata nella Tabella I.

Tabella I Numerosità dei campioni di test e di training estratti dall'immagine QuickBird di Torre dell'Orso.

Classe	pixel di training	pixel di test
ST	655	1375
AL	431	803
OM	258	586
ED	1693	3044
ER	480	939
Totale	3517	6747

Classificazione Gerarchica di Immagini QuickBird

La classificazione gerarchica comprende le seguenti fasi (livelli di classificazione):

1) Classificazione dell'immagine originale in un numero di classi tematiche ridotte.

Nel caso dell'immagine di Torre dell'Orso, si tratta di 3 sole classi, cioè: a) urbano (URB), b) vegetazione (VEG) e c) ombra (OM). Per effettuare tale classificazione, gli originali ROI di training e di test corrispondenti alle classi strade (ST), edifici (ED), sono accorpati nelle ROI di classe urbano, ora etichettate come URB.

2) Estrazione dei pixels attribuiti alle macroclassi URB e VEG in immagini maschera.

Ciò è fatto allo scopo di estrarre dall' immagine originale (cioè dai valori spettrali di partenza), solo per i pixels individuati dall'immagine maschera, le features spaziali di interesse. Tali features (bande) sono aggiunte a quelle spettrali nella fase finale di classificazione della specifica macroclasse in sottoclassi. In particolare, le features per la differenziazione di URB in ST ed ED sono la *lunghezza* e la *larghezza* estratte mediante il *Length Width Extraction Algorithm* (Davis, 2003). Invece, la feature specializzata per la differenziazione dei pixels di VEG nelle sottoclassi relative (cioè, ERB e AL) è quella dell'*entropia* (ENT).

3) Classificazione dei soli pixels appartenenti alle immagini maschera nelle sottoclassi di interesse. L'output sono mappe tematiche parziali.

4) Ricomposizione delle mappe parziali in un'unica immagine classificata corrispondente a tutti i tematismi di interesse (5 per Torre dell'Orso).

5) Valutazione dei risultati ottenuti.

L'algoritmo di classificazione utilizzato in questo lavoro è il ben noto Maximum Likelihood (MaxLik), basato sull'ipotesi di distribuzione gaussiana dei dati.

E' bene sottolineare che le features tessiturali disponibili nell'ambiente software erano cinque e cioè: *entropia*, *contrasto*, *secondo momento angolare*, *omogeneità* e *varianza*. Tuttavia un accurata analisi sperimentale condotta su tali misure ha rivelato la loro forte correlazione, di conseguenza è stato sufficiente l'utilizzo di una sola delle su citate misure di tessitura. Nel caso specifico di questo lavoro la scelta è caduta sull'*entropia* (ENT).

Length Width Extraction Algorithm (LWEA)

In questo lavoro si è sviluppato un algoritmo che estrae la lunghezza e la larghezza degli edifici e delle strade presenti nell'immagine allo scopo di discriminare meglio le classi *edifici* (ED) e *strade* (ST), spettralmente simili, e migliorare la classificazione complessiva dell'immagine. Tale algoritmo calcola il valore di lunghezza e di larghezza per ogni pixel di appartenente alla macroclasse di urbano (che include le classi ED e ST); questi valori vengono trovati effettuando una scansione lungo un predeterminato numero di direzioni N_{dir} irradiate dal pixel considerato. La scansione consiste nel calcolo della *distanza Euclidea* tra i valori spettrali del pixel scelto ed il valore spettrale dei pixel nell'intorno del pixel, lungo ciascuna delle direzioni. La scansione procede finché non viene oltrepassata una *soglia d*i *similarità spettrale.* La scelta della soglia è determinata sperimentalmente sulla base della statistica dei pixels di training disponibili per le classi di ED e ST. A questo punto viene memorizzato il valore d_i (i=1,2,…,N_{dir}) in corrispondenza della specifica direzione. Una volta che tutte le direzioni sono state scansionate, l'algoritmo estrae il valore massimo del set di N_{dir} misure d_i. Tale valore massimo corrisponde alla lunghezza L, mentre il valore minimo viene considerato come la misura di larghezza W, cioè: $L=\max\{ d_i \}$ e $W= \min\{ d_i \}$. I valori L e W vengono associati a ciascun pixel di interesse ed considerati insieme ai valori spettrali (le quattro

bande) in fase di classificazione. In conclusione, i parametri che controllano l'algoritmo sono la soglia spettrale, il numero di direzioni N_{dir}, che si determina sperimentalmente una volta per tutte, e la lunghezza massima consentita L_{max}, che rappresenta il massimo numero di iterazioni che si vuol far compiere all'algoritmo e che va determinata sperimentalmente di volta in volta a seconda dell'immagine.

Risultati della Classificazione Gerarchica di Immagini QuickBird

Il metodo di classificazione gerarchica è stato implementato secondo la procedura su indicata. I risultati ottenuti sono stati messi a confronto con i metodi di classificazione convenzionali: A) classificazione MaxLik basata sulle sole misure spettrali; B) classificazione MaxLik di misure spettrali e tessiturali (tra cui si riportano solo i valori ottenuti con ENT) B1+B2+B3+B4+ENT. In particolare, nella Tabella II è riportata la matrice di confusione relativa alla classificazione MaxLik dell'immagine di Torre dell'Orso con sole misure spettrali. I risultati sono espressi in termini di: Accuratezza Globale (Overall Accuracy), K = Coefficiente Kappa, PA = Accuratezza Produttore (Producer Accuracy), UA = Accuratezza Utente (User Accuracy). L'OA è data dal rapporto tra la somma degli elementi della diagonale principale e la somma degli elementi della riga dei totali. La PA di una data classe è data dal rapporto tra la somma degli elementi della colonna relativa alla classe considerata e il totale corrispondente alla colonna individuata dalla classe stessa. La UA di una data classe si ottiene in maniera analoga a PA solo che si devono considerare le righe e non le colonne.

La Tabella III riporta la matrice di confusione ottenuta dalla classificazione gerarchica. Tutte le matrici di confusione si riferiscono ai pixels di test. I valori dei risultati ottenuti sui dati di training sono leggermente più alti, come previsto per la fase di addestramento del classificatore.

Tabella II Matrice di Confusione relativa ai pixel di test della classificazione A

Classe	ST	AL	OM	ED	ER	Totale	UA (%)
ST	850	0	0	612	0	1462	58
AL	13	666	76	0	306	1061	63
OM	59	32	484	61	30	666	73
ED	428	1	21	2371	3	2824	84
ER	25	104	5	0	600	734	82
Totale	1375	803	586	3044	939	6747	
PA (%)	62	83	82	78	64		

OA=74% K=0,64

Tabella III Matrice di Confusione relativa ai pixel di test del classificatore gerarchico

Classe	ST	AL	OM	ED	ER	Totale	UA (%)
ST	1011	0	0	136	0	1147	88
AL	6	749	40	0	195	990	76
OM	59	32	484	61	30	666	73
ED	267	1	21	2847	3	3139	91
ER	32	21	41	0	711	805	88
Totale	1375	803	586	3044	939	6747	
PA (%)	73	93	83	93	76		

OA=86% K=0,8

La Tabella IV mette a confronto le misure più significative estratte delle matrici di confusione ottenute dalle classificazioni convenzionali A) e B) e dalla classificazione gerarchica.

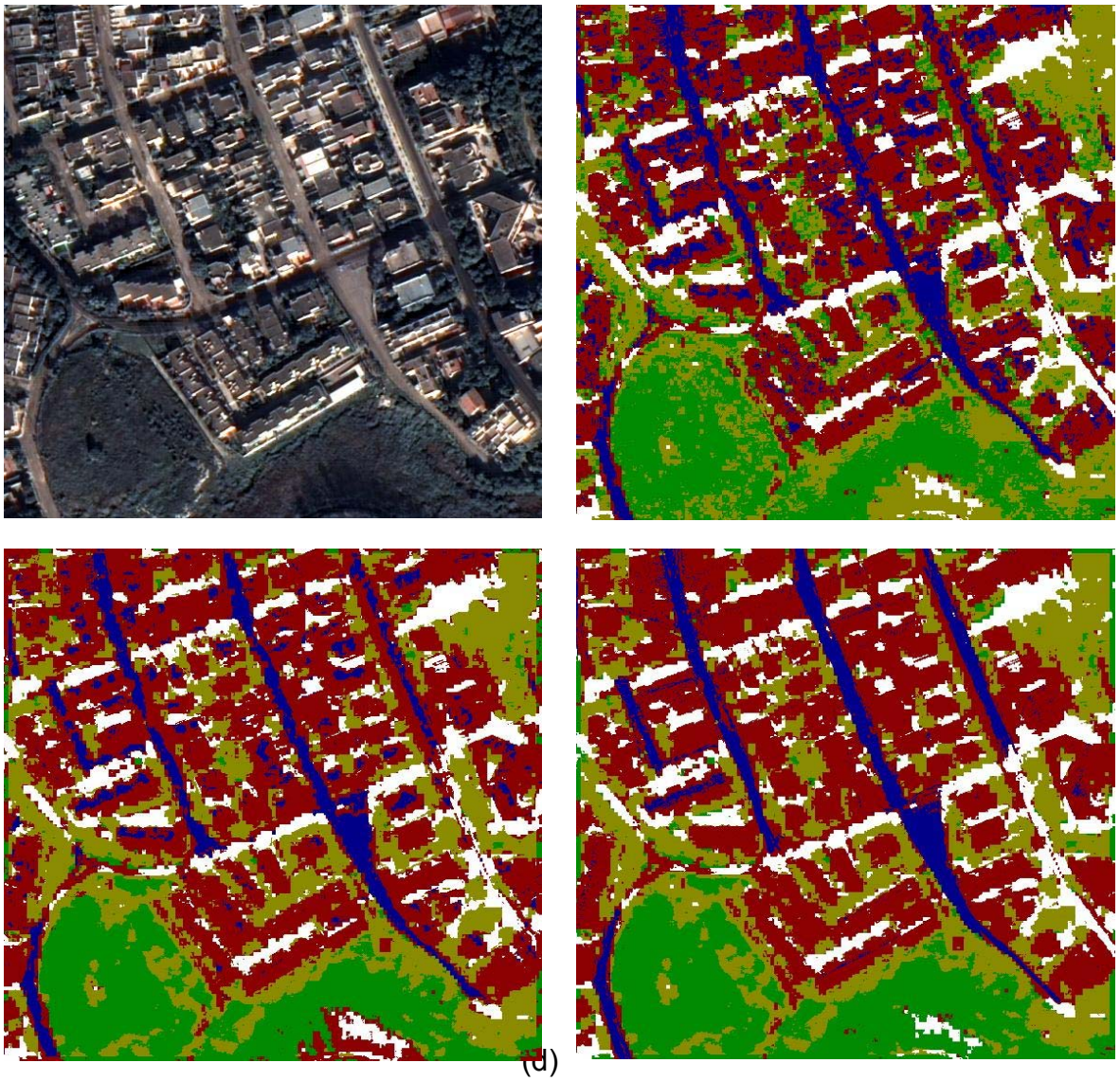
Tabella IV Confronto tra Classificazione gerarchica e non Gerarchica relativa all'immagine di Torre dell'Orso (pixel di test).

	Classificazione MaxLik con: B1+B2+B3+B4	Classificazione MaxLik con: B1+B2+B3+B4+ENT	Classificazione gerarchico con: LWEA+ENT
OA (%)	74	76	86
K	0,64	0,66	0,8
UA_ED (%)	84	81	91
UA_ST (%)	58	58	88
UA_ER (%)	82	93	88
UA_BO (%)	63	77	76

In Figura 1) sono riportate le immagini relative all'area considerata: in (a) è mostrata una composizione RGB delle bande B3, B2, B1 originali; in (b) è riportata la mappa tematica ottenuta dalla classificazione non gerarchica basata sulle sole misure spettrali; in (c) la mappa tematica ottenuta dalla classificazione non gerarchica con l'aggiunta della misura tessiturale di entropia (ENT); in (d) la mappa ottenuta dalla classificazione gerarchica con l'aggiunta delle misure spaziali di Lunghezze e Larghezze estratte con LWEA per la macroclasse URB e conl'aggiunta di ENT per la macroclasse VEG.

In (d) va notata la scomparsa di molti degli errori di classificazione delle classi Edifici e Strade presenti invece in (b) e (c). Inoltre, sempre in (d), in basso alla figura, va notata la corretta classificazione della classe Erba, che in (b) viene erroneamente attribuita alla classe Alberi e in (c) è erroneamente attribuita alla classe Edifici.

(a) (b)



(c) (d)

Figura 1. **a) immagine di Torre dell'Orso; (b) mappa tematica ottenuta dalla classificazione non gerarchica con B1+B2+B3+B4; (c) mappa tematica ottenuta dalla classificazione non gerarchica con B1+B2+B3+B4+ENT; (d) mappa ottenuta dalla classificazione gerarchica con LWEA sulla macroclasse URB e ENT sulla macroclasse VEG.**

Edifici **Erba** **Ombra**

Strade **Alberi**

Commento dei risultati e sviluppi futuri

La sperimentazione svolta in questo lavoro ha evidenziato i limiti del metodo non gerarchico di classificazione a favore del sistema gerarchico. In particolare, per l'immagine di Torre dell'Orso, si nota come la misura di tessitura scelta (entropia), nel caso di classificazione non gerarchica sia efficace solo con le classi di vegetazione, mentre è ininfluente nel caso delle classi urbane. Invece i risultati ottenuti dal sistema gerarchico mostrano un aumento notevole della Overall Accuracy (aumento dell'OA di circa il 10%) e delle specifiche User Accuracy (UA) delle classi di maggiore interesse (ED, ST), pur con una minore UA per la classe vegetata corrispondente ad ER. Questo risultato evidenzia la validità del metodo in generale e, per quanto riguarda le misure di lunghezza e larghezza è in pieno accordo coi risultati ottenuti in (Davis, 2003) per un'area urbana caratterizzata dalla struttura regolare delle strade e degli edifici. Occorre evidenziare:

1) la dipendenza dei risultati di classificazione dalla scelta delle features (nel nostro caso *lunghezza* e *larghezza*) che vanno definite sulla base della conoscenza *a priori* delle classi di interesse.

2) Per la macro classe di vegetazione i risultati indicano che la misura di entropia (ENT) sebbene utile alla discriminazione delle sotto-classi erba ed alberi, non è ancora del tutto soddisfacente all'interno del sistema gerarchico.

3) La scelta del classificatore supervisionato MaxLik per la prima fase di ripartizione dell'immagine in macroclassi è influenzata dall' assunzione di distribuzione normale dei dati di input; tale ipotesi non è valida quando si combinano dati di input di natura differente, cioè di tipo spettrale e spaziale. In futuro si pensa di utilizzare classificatori più avanzati quali reti neurali, Support Vector Machine (SVM), etc. , che non si basano su tale ipotesi. Un' altra possibilità è utilizzare un sistema non supervisionato per tale prima fase, risolvendo il problema della scelta dei dati di training.

Riferimenti bibliografici

Smits P.C. & Annoni A. (1999) Updating Land-Cover Maps by Using Texture Information from Very High-Resolution Space-Borne Imagery. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* **37:** 1244-1254.

Davis C. H. & Shackelford A. K. (2003) Hierarchical Fuzzy Classification Approach for High-Resolution Multispectral Data Over Urban Areas. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* **41:** 1920-1932.

SCENARI BASATI SU LOGICA FUZZY PER IL RIPRISTINO DEL PAESAGGIO

P. Digiovinazzo[1], E. Padoa-Schioppa[1], F.G. Ficetola[1] e L. Bottoni[1]

[1]Università degli Studi di Milano-Bicocca, Department of Environment and Landscape Sciences, Piazza della Scienza 1 – 20126 Milano Italy

---

Fuzzy rule-based scenarios for landscape restoration

Fragmentation processes have negative effects on ecosystems and can cause loss of habitats, increase of edges and isolation of core species within patches. The forest vegetation in northern Italy has strongly declined, because of the expansion of urban land and infrastructure development, as well as an increase in crop area. In suburban areas, woody patches often perform a variety of functions: biodiversity, mitigation of road impact, and recreation. The aim of the present work is to describe an approach that can reduce the negative effects of fragmentation on the remnant woody patches in a suburban area by combining i) the convenience of scenario visualisation, ii) the maximization of some functions based on ecological principles and iii) the use of fuzzy logic, a mathematical tool more similar to the complexity of ecological models than traditional binary logic. In fuzzy logic, gradual rather than crisp functions are used to calculate the likelihood of membership. We then used GIS to select woody patches that best accomplish ecological and social functions. The scenarios obtained show that it is possible to improve existing woods, with minimum loss of crops, by maximizing each of the above functions. Furthermore, the scenario improving easy of access is the most suitable to increase biodiversity and it is sometimes useful to mitigate road impacts. The scenario approach can help decision-makers during the planning process, because it is user-friendly.

Abstract

Molti ecosistemi sono attualmente compromessi a causa dei processi di frammentazione che comportano la perdita di habitat, l'aumento dell'effetto margine, l'isolamento delle specie di interior o la diminuzione della capacità da parte di queste specie stenoecie a colonizzare nuovi territori. Allo stesso modo anche la copertura forestale della Pianura Padana risulta notevolmente frammentata, a causa della continua espansione dell'urbanizzazione, delle coltivazioni intensive e dell'aumento delle infrastrutture.

Scopo del presente studio è la presentazione di un approccio per la costruzione di modelli di paesaggio in grado di ridurre gli effetti negativi della frammentazione sui boschi relitti delle aree metropolitane attorno a Milano. Questo metodo unisce i) l'utilità della visualizzazione attraverso gli scenari, immediata e facilmente comprensibile anche ai non addetti ai lavori, ii) l'uso della logica fuzzy, più vicina alla complessità dei modelli ecologici rispetto alla logica binaria, iii) la massimizzazione delle funzioni ecologiche e sociali proprie di una patch boschiva in ambito metropolitano. Tra le funzioni che i frammenti boschivi svolgono ne sono state analizzate alcune ritenute più critiche: l'aumento della biodiversità, la mitigazione dell'impatto delle infrastrutture e l'aumento della fruizione da parte dei cittadini.

Gli scenari ottenuti mostrano che è possibile ampliare i frammenti boschivi tuttora esistenti, ottimizzando ciascuna delle funzioni sopra citate e incidendo in maniera

minima sulle aree deputate all'agricoltura. Inoltre, incrociando i risultati ottenuti nelle diverse simulazioni, lo scenario sull'incremento della fruizione è risultato essere quello più appropriato sia per mitigare l'impatto delle infrastrutture che per incrementare la biodiversità.

Introduzione

Numerosi studi hanno analizzato gli effetti della frammentazione del paesaggio sugli ecosistemi (Fahrig, 2003), mostrando le ripercussioni negative causate dall'aumento dell'effetto margine, dall'isolamento delle specie strettamente nemorali e dalla diminuzione delle potenzialità di colonizzazione delle specie stesse.

Il Nord Italia, in particolare la Pianura Padana, è una delle aree in Europa maggiormente modificate dall'azione antropica. La deforestazione ha causato la riduzione delle macchie boscate, ora confinate in lembi relitti e filari al confine dei campi coltivati, o in prossimità delle rogge e dei principali corsi d'acqua (Corbetta and Zanotti Censoni, 1981). Tale processo è visibile anche dall'osservazione delle foto aeree della metà del secolo scorso, in cui è ben evidente come il paesaggio sia notevolmente cambiato a favore di una matrice dominata da elementi artificiali, centri urbani e poli industriali, a discapito della componente naturale, come boschi, zone umide e brughiere (Padoa-Schioppa et al., 2005).

I parametri morfo-strutturali dei singoli habitat, come la forma o la dimensione, sono le caratteristiche di paesaggio maggiormente connesse con i processi di frammentazione. Nel presente studio tali caratteristiche sono state analizzate in rapporto alla componente forestale, attraverso l'approccio degli scenari.

Il termine "scenario" è utilizzato per descrivere differenti previsioni di paesaggio in base ad una serie di eventi "guidati" per trasformare la situazione corrente in una situazione futuribile (Van Den Berg and Veeneklaas, 1995). Gli scenari sono comunemente usati come modelli visivi, disegnati da artisti o creati attraverso software ad hoc, per predire le modificazioni che le decisioni di pianificazione territoriale o i fattori ecologici causano sul paesaggio (Özesmi and Özesmi, 2003; Tress and Tress, 2003). Nella maggior parte degli studi le scelte su cui si basa la previsione degli scenari sono estetiche o di pianificazione economica e sociale, invece nel presente studio si è scelto di massimizzare, attraverso l'approccio fuzzy, le molteplici funzioni ecologiche di un bosco.

Area di studio

Come area di studio è stato scelto il territorio della provincia di Milano, che ha un'estensione di 1.982 km^2 per un totale di circa 4 milioni di abitanti. Il paesaggio agricolo rappresenta la percentuale più elevata di territorio (circa il 49%), mentre i centri urbani coprono il 38%. A seguire i boschi, con il 6,5% e la vegetazione naturale, come i residui di brughiera, le zone umide e gli incolti, che costituisce il 3,5%. I dati sull'uso del suolo sono stati calcolati a partire dalle carte DUSAF 1:10.000 (*Destinazione d'Uso dei Suoli Agricoli e Forestali*, ERSAF, 2002).

Metodi

La logica fuzzy

La logica fuzzy descrive la realtà senza individuare dei confini netti ed intangibili come quelli della logica tradizionale. Gli insiemi fuzzy implicano un'appartenenza

parziale (un oggetto non appartiene completamente all'insieme A, ma non ne è neppure completamente escluso) ed ammettono la contemporanea appartenenza ad un insieme "A" e al suo complementare.

La prima formulazione della logica fuzzy si deve ai lavori di Zadeh (1965), che è partito dal principio che le funzioni di appartenenza di un dato parametro, nel nostro caso ecologico, siano graduali e non discrete. Un ecologo, ad esempio, che voglia studiare la distribuzione di una specie in un paesaggio, potrebbe utilizzare valori discreti (presenza/assenza della specie per ogni habitat) oppure valori graduali, in modo tale che la qualità dell'habitat per la specie vari da 0 a 1. Ogni parametro, nell'approccio fuzzy, è costituito da una funzione che definisce la vicinanza di appartenenza: convenzionalmente il valore 1 indica il massimo della corrispondenza con la funzione di appartenenza, mentre 0 ne indica la corrispondenza minima. Infine, i valori intermedi indicano un grado progressivo di appartenenza. Un sistema fuzzy è caratterizzato dall'avere funzioni di ingresso, una serie di regole e funzioni di uscita: scelte le variabili da considerare si procede ad attribuire loro una funzione che permette di calcolarne il grado di appartenenza (fuzzificazione). Nel caso del presente studio, per la variabile "x" è stata scelta la funzione di appartenenza x=0 quando $x \leq xmin$; $(x - xmin) / (xmax - xmin)$ quando $xmin < x < xmax$; 1 quando $x \geq xmax$.

Le operazioni di inferenza tra i vari sistemi generano un nuovo insieme che rappresenta la conclusione fuzzy e che può essere defuzzificato seguendo diverse metodologie (della media, del baricentro, ecc.). In figura 1 è riportato lo schema delle operazioni da compiere.

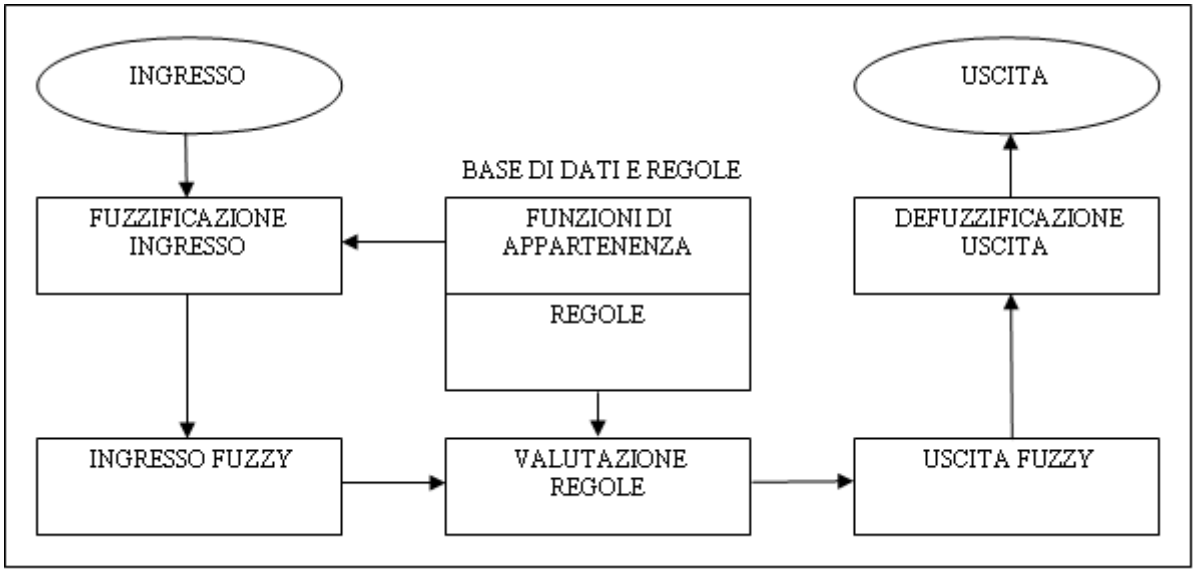


Figura 1 Architettura di un sistema fuzzy (da Cammarata, 1997; ridisegnato).

La costruzione degli scenari

Gli scenari sono stati costruiti seguendo, in successione, i seguenti cinque punti.

Innanzitutto, le regole fuzzy sono state calcolate sulla base delle 3 variabili prescelte (biodiversità, impatto delle strade, fruizione da parte delle popolazioni locali), includendo la forma delle patch, l'area e la loro distanza dalle strade e dall'urbanizzato. Queste

variabili sono state fuzzificate con equazioni lineari (Prato, 2005), ottenendo dei valori di appartenenze (valori di fit).

Nella seconda fase (la defuzzificazione) sono state assegnate 5 classi, da 1 ("molto basso") a 5 ("molto alto"), ai valori di fit ottenuti dal processo di fuzzificazione.

Il terzo passaggio è stato la costruzione di 6 scenari (situazione presente: 3 scenari; situazione futura dopo le riqualificazioni: 3 scenari), ampliando i frammenti di bosco già esistenti o creandone di nuovi, in modo da massimizzare di volta in volta una delle seguenti funzioni: 1) incremento della biodiversità forestale; 2) mitigazione degli impatti causati dalle strade; 3) aumento della fruibilità da parte della popolazione locale.

Infine, le patch di ciascun scenario sono state comparate con le regole degli altri due scenari, in modo da vedere se la massimizzazione di una funzione ecologica fosse utile per implementare le altre due.

1) incremento della biodiversità forestale. E' stato scelto di incrementare frammenti boschivi dalla classe 1 "molto basso" alla classe 3 "medio". Per questo scenario sono state considerate due variabili: l'area minima richiesta per la sopravvivenza degli animali nei frammenti boschivi e la forma dei frammenti. Per la prima variabile è stato selezionato il moscardino (*Moscardinus avellanarius*), con 11 ha di area minima (Gussoni, 2004) e tre specie di uccelli forestali: il picchio rosso maggiore (*Dendrocopos major*), il picchio verde (*Picus viridis*) e il picchio muratore (*Sitta europaea*), con 25 ha di area minima (Bani et al., 2002). Perciò il range di fit (0.0-1.0) usato è stato tra 11 e 25 ha.

Per la seconda variabile è stato usato l'indice $\gamma = (2 \sqrt{\pi A}) / P$ (Forman, 1995), per il quale valori vicino allo 0 indicano una forma del frammento allungata, mentre un valore prossimo ad 1 indica una forma pressoché isodiametrica, più adatta alla conservazione delle specie di "core area". In questo caso il range di fit (0.0-1.0) usato è stato 0.5-0.8. Infine, è stato usato il valore più conservativo tra i due parametri.

2) mitigazione degli impatti causati dalle strade. Le due variabili usate sono state il rumore e l'inquinamento atmosferico causato dalla diossina e dai frammenti di gomma rilasciati dagli pneumatici. La distanza massima considerata per la riduzione del disturbo causato dal rumore è stata di 100 m e 40 m per l'inquinamento (Forman et al., 2003). Il range di fit (1.0-0.0) usato è stato quindi da 40 a 100 m.

3) aumento della fruibilità da parte della popolazione locale. Per l'ultimo scenario la distanza massima considerata dalla periferia di Milano per raggiungere i boschi a piedi o in bicicletta è stata 1 km. E' stato definito un range di fit (1.0-0.0) compreso tra 500 e 1000 m. Sono stati inoltre scartati i boschi con superficie inferiore a 5 ha (ossia con classe pari a 4 "alto" e 5 "molto alto", poiché si è ritenuto che un loro ampliamento avrebbe richiesto nella realtà uno sforzo economico e gestionale eccessivo.

Risultati e discussione

Attualmente la superficie forestata nella provincia di Milano è 147.3 ha, con 3332 frammenti boschivi. Di seguito si mostrano i risultati relativi all'incremento della copertura boschiva basato sui tre differenti scenari (figura 2).

a) *Aumento della biodiversità*. E' stato ipotizzato di ampliare 40 aree, tra frammenti boschivi e filari, con valore di fit da "molto basso" a medio". Dopo la simulazione il numero di frammenti boschivi è salito a 3421 (154 ha), con un aumento del 4,5% della copertura forestale e una perdita di suolo agricolo solo dello 0.6%.

b) *Mitigazione dell'impatto causato dalle strade*. Dopo l'ipotesi di incremento dei filari esistenti e dei frammenti boschivi, la percentuale di frammenti con fit pari a 5 ("molto

alto") è passata dal 18% al 20%, con un incremento complessivo della superficie forestata del 3% (152 ha) e una perdita di suolo agricolo solo dello 0.3%.

c) *Incremento della fruibilità*. Sono stati selezionati 7 frammenti boschivi con fit pari ad "alto" e "molto alto" e dopo la simulazione la superficie forestale è aumentata del 4.5% (154 ha), con una perdita di suolo agricolo solo dello 0.6%.

Lo studio mostra inoltre che è possibile incrementare i frammenti boschivi in un paesaggio antropizzato senza arrecare disturbo alle aree deputate all'agricoltura.

Nella figura 3 il valore della fit dei frammenti boschivi di uno scenario (asse x) è stato comparato alternativamente con il valore di fit degli altri due scenari (asse y). I diagrammi non sono speculari, poiché i frammenti boschivi selezionati per l'implementazione sono differenti per i tre scenari, a seconda della loro fit per la singola funzione massimizzata. Lo scenario inerente l'incremento della fruibilità è il più adatto ad aumentare anche la biodiversità, mentre lo scenario sulla biodiversità può supportare anche gli altri due scenari, ma non in tutti i casi. Infine, la mitigazione degli impatti causati dalle strade può essere adatta ad aumentare la biodiversità, ma quasi mai ad aumentare la fruibilità.

Dal momento che gli habitat svolgono più di una funzione ecologica e sociale, è importante per gli amministratori che si occupano di pianificazione territoriale avvalersi di un metodo che consenta loro di valutare diverse opzioni di riqualificazione, considerando gli aspetti ecologici, estetici e sociali degli interventi. Il metodo della logica fuzzy produce modelli di idoneità in maniera rapida ed intuitiva e permette di creare gli scenari attraverso i quali ottimizzare la scelta degli habitat su cui intervenire. Inoltre l'approccio degli scenari consente un'immediata visualizzazione sia dello stato attuale che delle opzioni possibili, basate sulle scelte di pianificazione adottate.

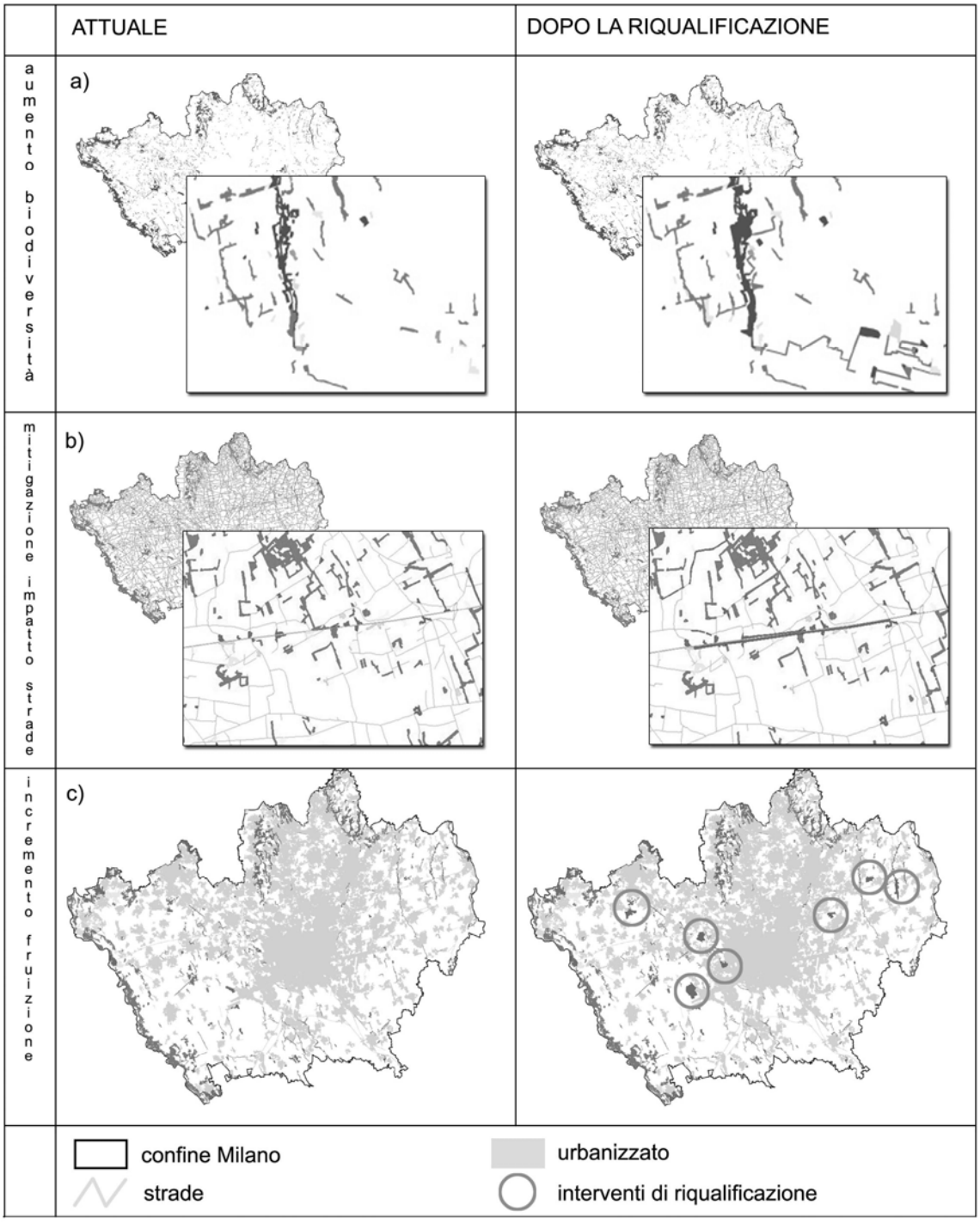


Figura 2 Visualizzazione degli scenari, prima e dopo l'incremento dei frammenti boschivi, in base alle tre funzioni scelte. Si noti in *a) aumento della biodiversità* l'implementazione del corridoio ecologico verticale e la sua connessione con i frammenti a destra dell'immagine, attraverso il ripristino dei filari; in *b) mitigazione degli impatti delle strade* l'implementazione del corridoio ecologico lungo l'infrastruttura, attraverso la riqualificazione dei filari e l'ampliamento di piccole macchie boschive; in *c) incremento della fruizione* l'allargamento di alcune piccole macchie boschive alla periferia di Milano.

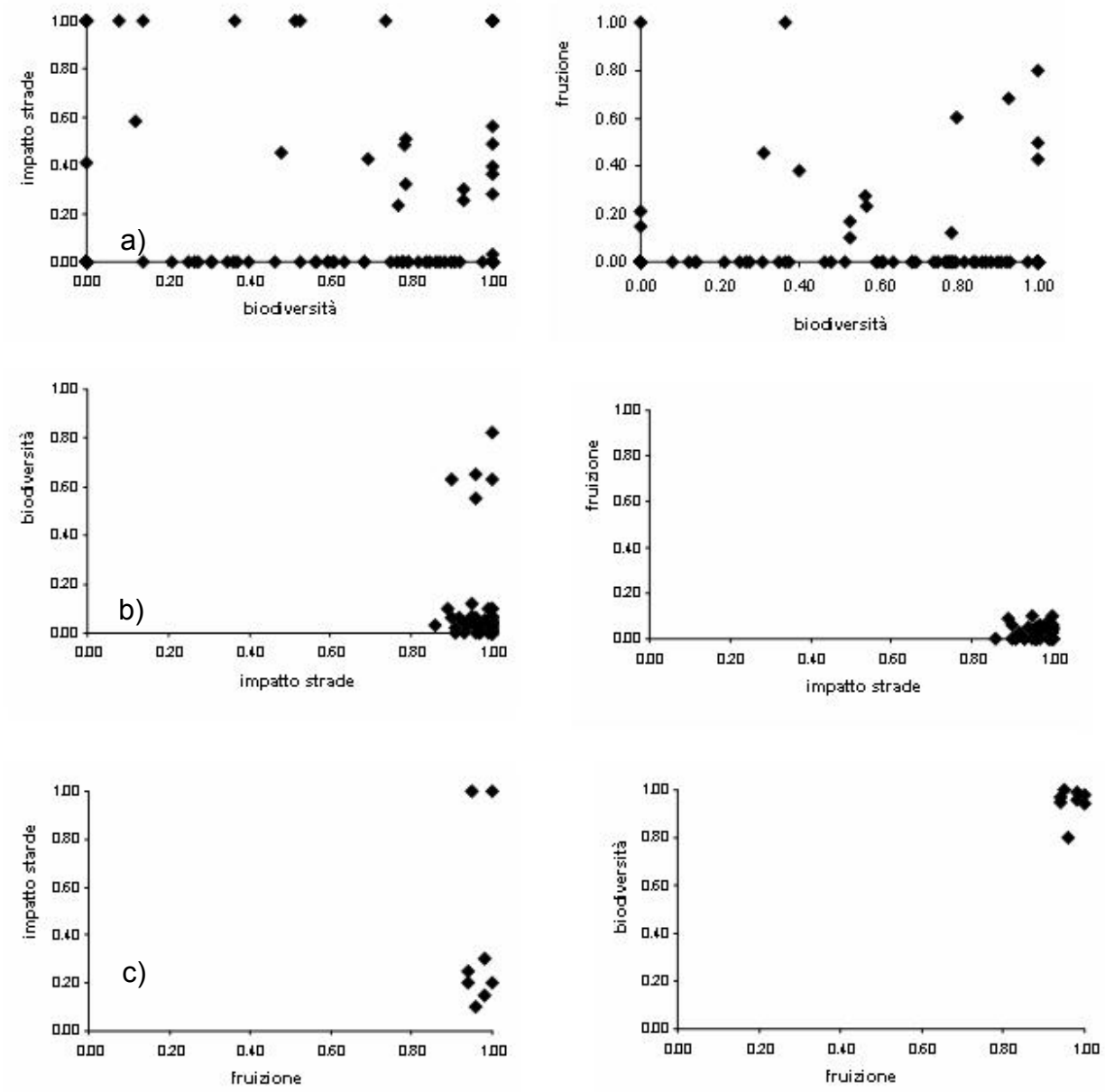


Figura 3 Valori di fit dei frammenti creati da ciascun scenario (asse x) comparati con gli altri due scenari (asse y). L'aumento della biodiversità (a) può supportare gli altri due scenari, ma non sempre. La mitigazione dell'impatto causato dalle strade (b) può talvolta implementare la biodiversità, ma non incrementa mai la fruizione. Infine, l'incremento della fruizione (c), implementa sempre anche la biodiversità e, talvolta, mitiga l'impatto delle strade.

Riferimenti bibliografici

Bani L.; Baietto M.; Bottoni L. & Massa R. (2002) The use of focal species in designing a habitat network for a lowland area of Lombardy, Italy. *Conserv. Biol.* **16 (3)**: 826-831.

Cammarata S. (1997) *Sistemi a logica fuzzy* 2° ed. ETASLIBRI.

Corbetta F. & Zanotti Censoni A.L. (1981) Il bosco relitto di Cusago. *Not. Fitosoc.* **17**: 27-32.

ERSAF (2002) Destinazione d'Uso dei Suoli Agricoli e Forestali (DUSAF). Ente Regionale per i Servizi all'Agricoltura e alle Foreste della Lombardia. Milano, Italy.
Fahrig L. (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **34**: 487-515.
Forman R.T.T. (1995) *Land Mosaics – the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
Forman R.T.T.; Sperling D.; Bissonette J.A.; Clevenger A.P.; Cutshall C.D.; Dale V.H.; Fahrig L.; France R.; Goldman C.R.; Heanue K.; Jones J.A.; Swanson F.J.; Turrentine T. & Winter T.C. (2003) *Road ecology: Science and Solutions*. Island Press, Washington.
Gussoni S. (Ed.) (2004) *Rete ecologica e fauna terrestre*. Studi e progetti. Prov. Milano. Quaderni del Piano Territoriale 23. Ed. Guerini e associati.
Özesmi U. & Özesmi S. (2003) A participatory approach to ecosystem conservation: fuzzy cognitive maps and stakeholder group analysis in Uluabat Lake, Turkey. *Environ. Manage.* **31 (4)**: 518-531.
Padoa-Schioppa E.; Baietto M.; Massa R. & Bottoni L. (2005) Cultural landscape conservation: diffuse corridors in Lombardy Region (Italy). Proceedings of the 13th Annual IALE (UK) Conference held at the University of Northampton 157-165.
Prato T. (2005). A fuzzy logic approach for evaluating ecosystem sustainability. *Ecol. Model.* **187**: 361-368.
Tress B. & Tress G. (2003) Scenario visualisation for participatory landscape planning – a study from Denmark. *Landsc. Urban Plan.* **64**: 161-178.
Van Den Berg L.M. & Veeneklaas F.R. (1995) Scenario building: art, craft or just a fashionable whim? In: Schoute, J.F.T.; Finke, P.A.; Veeneklaas F.R. & Wolfert, H.P. (Eds.), *Scenario Studies for the Rural Environment*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 11-13.
Zadeh L.A. (1965) Fuzzy sets. *Inform. Cont.* **8**: 338-353.

DOVE CORRE UN CORRIDOIO. SISTEMI DI SUPPORTO ALLA DECISIONE: UN'APPLICAZIONE NEL SUD EST DI BAHIA, BRASILE.

M. Duriavig[1], E. Feoli[2]

[1] Dipartimento di Economia, Società e Territorio – Università degli studi di Udine
Via delle Scienze 208, 33100 Udine. e-mail: marco.duriavig@uniud.it
[2] Dipartimento di Biologia – Università degli studi di Trieste
Via E. Weiss 2, 34127 Trieste

A corridor goes that way. Spatial Decision Support System (SDSS): an example of application the South East of Bahia.

Abstract
A decision is a choice among different alternatives formulated to reach specific objectives. To support choices, computer tools called Decision Support Systems (DSS) are available. They provide integration of information and feedback loops to rank alternatives on the basis of selected criteria. Spatial Decision Support Systems (SDSS) are DSS that, using GIS (Geographic Information System) combined with modelling and Multi-Criteria Evaluation (MCE), provide suitability maps for specific interventions in the landscape (buildings, infrastructures, planting crops or forests etc.). We present here an application to establish ecological corridors in order to conserve the Atlantic forest of Brazil.

Abstract
La gestione del territorio è dipendente da una decisione. Una decisione è una scelta tra differenti alternative formulate per raggiungere specifici obiettivi. Per supportare le scelte sono disponibili particolari strumenti denominati Sistemi di Supporto alla Decisione (Decision Support Systems). Tali strumenti sono sistemi informatici che, operando attraverso un'integrazione di diverse informazioni e permettendo l'azione di anelli di feedback, determinano l'ordinamento delle alternative sulla base di specifici criteri. La gestione del territorio dipende da delle decisioni che agiscono a livello spaziale. In questo genere di situazioni, sono utilizzabili i Sistemi Spaziali di Supporto alle Decisioni (Spatial Decision Support Systems), i quali integrano i Sistemi Informativi Geografici, i modelli spaziali e l'Analisi Multi-Criteriale al fine di definire la rappresentazione di alternative gestioni territoriali. Una governance del paesaggio dovrebbe essere capace di definire una gestione tale che rispetti le dinamiche dei sistemi naturali ed esprima una decisione condivisa ed integrante i diversi criteri. I Sistemi Spaziali di Supporto alle Decisioni, integrando teorie e metodologie dell'ecologia del paesaggio, possono costituire uno strumento utile al raggiungimento di tale obiettivo di governance. La realizzazione di un corridoio ecologico, essenziale ad alcuni processi naturali ed interagente con diversi processi antropici, può essere un elemento nodale nella gestione di un territorio. In questo lavoro, viene presentato lo sviluppo di un Sistema Spaziale di Supporto alla Decisione, applicato alla definizione di alcuni corridoi ecologici funzionali alla riduzione della frammentazione forestale nel bacino del Rio Cachoeira, nel Sud Est di Bahia, Brasile.

Introduzione

La gestione del territorio è dipendente da una decisione. Una pianificazione territoriale, infatti, è solitamente il risultato di un insieme di decisioni. Ogni singola decisione, d'altra parte, è una scelta tra differenti alternative formulate per raggiungere specifici obiettivi. Spesso però è difficile fare delle scelte, perché le alternative possono essere molte. Per tale ragione, è desiderabile basare la scelta su dei criteri che possono essere misurati e valutati in un contesto comparativo. Per facilitare e supportare le scelte sono disponibili dei veri e propri Sistemi di Supporto alle Decisioni. Tali strumenti sono sistemi informatici che, operando attraverso un'integrazione di diverse informazioni e permettendo l'azione di anelli di feedback, determinano l'ordinamento delle alternative sulla base di specifici criteri. La gestione del territorio dipende da delle decisioni che agiscono a livello spaziale e che molto spesso sono rivolte all'individuazione delle aree più adeguate per una data attività od uno specifico obiettivo di pianificazione. Pensiamo, per esempio ad un semplice cambiamento dell'uso del suolo, come l'impostazione di un'altra coltivazione, oppure, come spesso accade, alla realizzazione di un intervento con un ampio impatto sull'ambiente esistente (es. la costruzione di una discarica, di un tratto stradale o ferroviario, di un sistema di irrigazione, etc.). I Sistemi di Supporto alle Decisioni, capaci di integrare ed ordinare diversi elementi spaziali al fine di facilitare le scelte relative ad una pianificazione del territorio, sono definiti come Sistemi Spaziali di Supporto alle Decisioni (Spatial Decision Support Systems). Tali sistemi, in particolare, sono in grado di integrare i Sistemi Informativi Geografici, i modelli spaziali e l'Analisi Multi-Criteriale al fine di fornire delle rappresentazioni dei siti più adeguati ad accogliere specifici interventi nel territorio (Fedra, 1994; Malczewski, 1999). Tali rappresentazioni, definite come mappe di suitability, ossia mappe che esprimono un'idoneità rispetto ad un specifico intervento, sono essenziali strumenti di pianificazione per coloro che devono prendere delle decisioni rispetto alla gestione del territorio.

Una governance del paesaggio dovrebbe essere capace di definire una gestione tale che rispetti le dinamiche dei sistemi naturali ed esprima una decisione condivisa ed integrante i diversi criteri valutabili. I Sistemi Spaziali di Supporto alle Decisioni, integrando teorie e metodologie dell'ecologia del paesaggio, possono costituire uno strumento utile al raggiungimento di tale obiettivo di governance. La realizzazione di un corridoio ecologico, essenziale ad alcuni processi naturali ed interagente con diversi processi antropici, molte volte può essere un elemento nodale nella gestione di un territorio.

In questo articolo viene presentata l'applicazione di un Sistema Spaziale di Supporto alla Decisione per stabilire dei corridoi ecologici in uno dei più minacciati ecosistemi del mondo, la Foresta Atlantica del Brasile. La Foresta Atlantica rappresenta, infatti, uno dei più chiari esempi di aree sensibili dove gli effetti di una crescente pressione antropica hanno fatto registrare un forte e negativo impatto sulla funzionalità ecosistemica. La diversità biologica della Foresta Atlantica è di chiara importanza globale, avendo circa il 7% delle specie mondiali, molte delle quali estremamente endemiche ed ormai minacciate di estinzione (Quintela, 1990). In un sistema frammentato come quello della Foresta Atlantica, creare dei corridoi ecologici di collegamento tra i vari frammenti di foresta, potrebbe essere una delle più efficaci strategie di conservazione, capace di assicurare i flussi genetici delle specie ed il conseguente livello di diversità biologica (Landau et al., 2003).

Area di studio

Il presente lavoro di ricerca, avviato all'interno di un progetto finanziato dall'Unione Europea ed intitolato "Decision support system for sustainable ecosystem management in Atlantic forest rural areas" (ECOMAN, contract nº ICA4-CT-2001-10096), è stato effettuato considerando un' area di studio corrispondete al bacino fluviale del Rio Cachoeira, situato nel Sud Est di Bahia, Brasile. Nello stato di Bahia, la percentuale di copertura della Foresta Atlantica (Mata Atlantica) corrisponde, ad oggi, al 16% dell'estensione originaria, il valore più alto di tutto il Brasile. La conservazione della Foresta Atlantica nello stato di Bahia, è principalmente dovuta al modello di coltivazione che fu stabilito per il cacao (*Theobroma cacao L.*) più di 200 anni fa nel Sud di Bahia e che è tradizionalmente conosciuto come Cacau-cabruca (De Carvalho, 1997). In particolare, Cacau-cabruca è una tipologia di piantagione a bassa densità dove le piante di cacao sono coltivate sotto le chiome degli alberi originari della Foresta Atlantica. In questo sistema, gli alberi originari offrono protezione alle giovani piante di cacao e garantiscono la presenza di piante epifite native garantendo, in tal modo, delle nicchie di riproduzione per gli insetti necessari all'impollinazione del cacao (Mori et al., 1983). In generale, questo particolare sistema agroforestale ha dimostrato di essere un ottimo corridoio ecologico di collegamento tra le aree frammentate della Foresta Atlantica (De Carvalho, 1997).

A seguito di un imponente crollo del prezzo del cacao e di una larga infestazione del fungo *Crinipellis perniciosa*, il Sud Est di Bahia, conosciuto come la Regione del Cacao ("Regiao Cacaueira"), alla fine del secolo scorso subì una forte crisi economico. Gli effetti di tale crisi furono, da un lato, un'imponente emigrazione di braccianti verso le principali aree urbane e, dall'altro, un'ulteriore deforestazione della regione per ottenere nuove terre da dedicare alle attività pastorizie. A risultato di ciò, circa il 50% delle originarie piantagioni di cacao, risultano ad oggi parzialmente o totalmente abbandonate. Per tale motivo i principali obiettivi nella gestione del territorio in questa regione oggi risultano, da un lato la promozione di strategie alternative che assicurino il reddito alle comunità locali, e dall'altro lato, la protezione della Foresta Atlantica.

Dati e metodi

I dati necessari ad effettuare lo studio qui presentato sono stati raccolti ed inseriti all'interno di un particolare Sistema Informativo Geografico sviluppato tramite il software IDRISI 32, Release 2 (da qui in avanti denominato IDRISI) (Eastman, J.R., 2001). I dati sono stati utilizzati e definiti come 5 mappe in formato raster: copertura del suolo dell'anno 2001, strade, elevazione, pendenza, reticolo idrografico.

Al fine di perseguire l'obiettivo di disegnare dei corridoi ecologici in grado di collegare i rimanenti frammenti di foresta, è stato sviluppato, utilizzando il modulo MCE di IDRISI, un SDSS basato su una Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA). La MCDA ha lo scopo di risolvere i problemi caratterizzati da alternative di scelta multipla, valutate mediante differenti criteri (Jankowski et al., 2001). Strumenti d'analisi di una MCDA, integrati con i GIS, sono stati applicati in diversi ambiti di studio per indirizzare vari aspetti come per esempio l'allocazione e la gestione delle risorse, l'analisi dell'adeguatezza del territorio per certi obiettivi e la valutazione del rischio (Eastman et al., 1993).

E' prassi, nel MCDA, distinguere i criteri in due categorie di variabili decisionali: i fattori determinanti e le costrizioni limitanti. I fattori accrescono o detraggono l'adeguatezza di un spazio con riferimento ad uno specifico obiettivo. Essi sono

generalmente continui in natura (es. il gradiente di pendenza o la vicinanza ad una strada) e sono pesati secondo la loro relativa importanza nel raggiungere un obiettivo. Al contrario, le costrizioni pongono dei limiti alle alternative in esame. Esse sono sempre di natura booleana ed hanno la funzione di escludere certe aree dall'analisi (es. aree urbane) (Eastman, J.R., 2001). In un contesto di SDSS, ciascun criterio è definito da uno strato informativo sotto forma di mappa. La combinazione di differenti strati informativi avviene allo scopo di definire delle mappe di adeguatezza per il raggiungimento di un obiettivo (Jankowski, 1995). Fattori e costrizioni possono essere integrate all'interno del modulo MCE di IDRISI utilizzando differenti metodi di aggregazione meglio definite come regole di decisione. Nel nostro studio abbiamo applicato un metodo definito come una combinazione lineare pesata (WLC), il quale integra tutte le mappe che definiscono dei fattori e delle limitazioni mediante la seguente formula:

$$S_j = \Sigma W_i X_i \pi C_k \quad (1)$$

dove *S* è l'adeguatezza del pixel *j* ad ospitare un corridoio ecologico; *Wi* è il peso del fattore *i*; *Xi* è il valore relativo al fattore *i e Ck* rappresenta la costante relativa alla limitazione k.

D'accordo con il Analytic Hierarchy Process (AHP) proposto da Saaty (1977, 1999), è stato poi applicato il metodo di comparazione a coppie per ottenere i pesi dei fattori. I valori sono scritti in una matrice triangolare (matrice di Saaty) che è rielaborata dal modulo WEIGHT di IDRISI per ottenere il principale autovettore i cui elementi sono i pesi dei fattori. Nel nostro caso, numerose matrici di comparazione sono state generate usando le informazioni ottenute durante la discussione tra diversi portatori di interesse, esperti e ricercatori. Ai fini dell'elaborazione effettuata in questo lavoro si è quindi di seguito utilizzata una matrice di Saaty contente dei valori medi.

Il modulo MCE è stato quindi applicato prendendo in considerazione diversi fattori rappresentati dalle seguenti mappe: elevazione, pendenza, distanza dalle strade e dalle aree urbane, distanza dai frammenti di foresta, distanza dalle piantagioni di cacao, distanza dai fiumi.

Tali criteri sono stati utilizzati per identificare, da un lato le aree con bassa pressione antropica (terreni con alta elevazione o forte pendenza e lontani dalle aree antropizzate) e, dall'altro, le aree più favorevoli ai flussi di specie forestali (terreni vicini ai fiumi alle piantagioni di cacao-cabruca ed ai frammenti forestali). Le mappe relative ai diversi fattori sono state standardizzate, attraverso il modulo FUZZY, applicando una funzione sigmoidale. I fattori limitanti, che definiscono concretamente le aree non adeguate alla localizzazione di un corridoio ecologico, sono state individuati nelle aree urbane e nelle strade e riportati sotto forma di mappe Booleane.

La mappa di suitability per la realizzazione dei corridoi ecologici all'interno dell'intero bacino del Rio Cachoeria, è stata quindi concretamente ottenuta, mediante l'algoritmo MCE, utilizzando la formula sopra citata (1). Da tale mappa è stata poi estratta una sub-area al fine di sperimentare direttamente il disegno di una rete di corridoi ecologici capaci di collegare i rimanenti frammenti di foresta.

A tale scopo è stato utilizzato il modulo di IDRISI, PATHWAY. Questo specifico algoritmo determina il tracciato a minor costo tra una o più celle di partenza ed una o più celle terminali posizionate all'interno di una superficie di costo. Tale ipotetica superficie di costo ottenuta da uno specifico modulo di IDRISI, COST, e rappresenta una superficie dove la distanza dal punto di partenza è misurata come costo (in termini di sforzo, di spesa economica, od altro) nel muoversi al di sopra di una superficie di

attrito (Eastman, J.R., 2001). Al fine di determinare la distanza in termini di costo da una macchia forestale all'altra, abbiamo utilizzato la mappa di suitability per la realizzazione dei corridoi ecologici come superficie di attrito. In tal modo, per un alto valore di suitability abbiamo chiaramente definito un basso valore di attrito, ossia un basso valore di distanza in termini di costo, considerando questo come lo sforzo necessario alla realizzazione di un corridoio ecologico. Per bassi valori di suitability risulta vero il contrario.

Il modulo PATHWAY è stato poi applicato due volte in modo iterattivo. Infatti, dopo una prima applicazione, dove sono stati disegnati i corridoi ecologici che seguivano il tracciato dal costo più basso, l'algoritmo è stato fatto correre una seconda volta, inserendo all'interno dei fattori limitanti anche le aree con i più bassi valori di suitability (< 75) al fine di evitare che dei corridoi passassero attraverso delle aree decisamente poco idonee alla realizzazione di corridoi ecologici. In questo modo l'applicazione iterattiva del modulo PATHWAY ha generato due alternative per la realizzazione di corridoi ecologici nell'area campione. Nel nostro esempio i corridoi sono stati quindi definiti con una larghezza di 200 m. Utilizzando gli strumenti GIS è stato quindi possibile calcolare, per ciascun corridoio, il totale delle aree con una determinata copertura del suolo da riconvertire in aree di Foresta Atlantica.

Risultati

La matrice di Saaty, utilizzata mediante il Multi-Criteria Evaluation, è presentata in Tab.I. Nell'ultima colonna, sono riportati i pesi finali di ogni criterio.

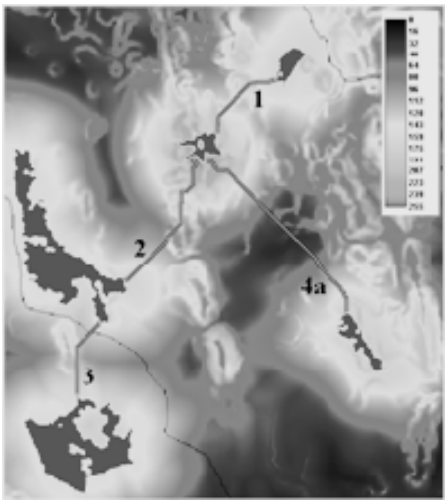
La mappa di suitability per la realizzazione di corridoi ecologici che permettano di collegare la Foresta Atlantica all'interno del bacino fluviale del Rio Cachoerira è presentata in Fig.I. Elevati valori di suitability (255) indicano, per ciascun pixel, un'elevata idoneità nell'ospitare dei corridoi ecologici; bassi valori (0) indicano, al contrario, che quell'area è poco adeguata allo sviluppo di un corridoio ecologico.

I corridoi ecologici generati dalla due elaborazioni effettuate mediante il modulo PATHWAY, all'interno della sub-area del bacino idrografico che è stata selezionata come area esemplificativa dell'applicazione, sono riportati nella Fig. II.

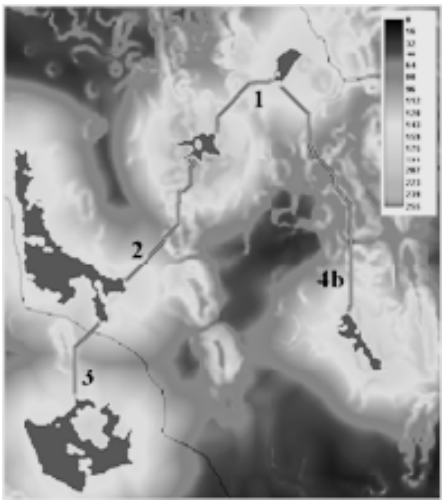
Le aree relative ad ogni copertura del suolo, interessate da un eventuale passaggio dei corridoi ecologici, sono riportate nella Tab.II.

Fig.I Mappa di idoneità per la realizzazione di corridoi ecologici (255 elevata idoneità – 0 bassa idoneità).

Fig.II I corridoi ecologici generati mediante il modulo PATHWAY; (a) risultati prima elaborazione; (b) risultato seconda elaborazione.



(a)



(b)

Tab. I La matrice di Saaty, utilizzata mediante il Multi-Criteria Evaluation

FACTORS	Distance from cocoa	Elevation	Distance from forest patches	Distance from urban areas and roads	Distance from rivers	Slope	WEIGHTS
Distance from cocoa plantations	1						**0.1067**
Elevation	2	1					**0.1504**
Distance from forest patches	4	4	1				**0.4164**
Distance from roads and urban areas	1/3	1/3	1/5	1			**0.0475**
Distance from rivers	1/3	1/4	1/5	2	1		**0.0576**
Slope	3	2	1/3	4	4	1	**0.2215**

Tab.II Le aree relative ad ogni copertura del suolo interessate da un eventuale passaggio dei corridoi ecologici.

	Corridoi ecologici						
	1	**2**	**3**	**4a**	**4b**	**TOT(a)**	**TOT(b)**
Capoeira	11.25	17.64	9	16.65	6.57	54.54	44.46
Cacao	5.13	20.88	0	0.18	12.78	26.19	38.79
Foresta	3.24	11.34	0	1.35	9	15.93	23.58
Pascolo	36.63	47.7	43.92	115.47	134.37	243.72	262.62
Totale	56.25	97.56	52.92	133.65	162.72	340.38	369.45

Discussioni e conclusioni

Il lavoro qui presentato mostra, attraverso una semplice applicazione, come mediante un SDSS sia possibile identificare le aree ottimali dove stabilire dei corridoi ecologici di collegamento tra le varie patches forestali.

Un passo fondamentale, nell'applicazione di un SDSS, è sicuramente la determinazione di adeguati pesi da assegnare ai diversi criteri. Nel nostro caso è stata applicata il metodo della comparazione dei criteri a coppie, tuttavia anche altri metodi sono disponibili (Malczewski, 1999). Ad ogni modo, riteniamo che un punto fondamentale nella stima dei pesi debba essere l'approccio partecipativo. In un ottica di govenance del territorio, questo passaggio decisionale, infatti, dovrebbe essere sempre fatto coinvolgendo i portatori di interesse locale, in particolare i proprietari terrieri delle aree interessate.

L'esempio da noi riportato mostra, inoltre, quali sono le aree che sarebbero adeguate alla realizzazione di un corridoio ecologico e quali tipi di copertura del suolo dovrebbero essere riconvertiti in foresta. Questo è un secondo importante aspetto, il quale ci garantisce la possibilità di discutere, sempre in un approccio partecipativo di governance, direttamente con gli interessati, delle conseguenze di una concreta realizzazione dei corridoi ecologici.

In un ultima analisi, in questo lavoro abbiamo mostrato come un SDSS può essere usato in modo iterattivo al fine di offrire realmente diverse alternative, per la pianificazione territoriale, sulle base delle quali sia poi possibile effettuare delle scelte condivise.

Abbiamo quindi buone ragioni per pensare che, con le necessarie revisioni relative alle diverse situazioni spaziali ed ecologiche, la tipologia di Sistema Spaziale di Supporto alle Decisioni che abbiamo proposto in questo lavoro, possa essere esportato a differenti contesti geografici aventi i medesimi obiettivi di governance e di gestione sostenibile del paesaggio.

Riferimenti bibliografici

De Carvalho A. M., 1997. Ecossistemas e Agroecossistemas do Sudeste da Bahia-Bioma Mata Atlantica. In : Kadja Maria Ribeiro Parente e SergioNovais Dias (1996-1997). Revista dos Mestrandos em Direito Economico da UFBA. Edicao Especial Direito Ambiental. 55-84.

Eastman J.R., 2001. Guide to GIS and Image Processing. IDRISI 32 Release 2, vol.2. ClarkLabs, Worcester, USA.

Eastman J.R., Kyem P.A.K., Toledano J., 1993. A procedure for multi-objective decision making in gis under conditions of conflicting objectives. In: Proceedings of the Fourth European Conference and Exhibition on Geographical Information Systems, EGIS '93, vol. 1, EGIS Foundation, Genoa.

Fedra K., 1994. GIS and Enviromental Modeling. In: Goodchild M.F., Parks B.O. and Steyaert L.T., [eds.]. Enviromental Modeling with GIS, 35-50, Oxford University Press, New York.

Jankowski P., 1995. Integrating geographical information systems and multiple criteria decision making methods. International of Geographical Information Systems 9 (3), 251-273.

Jankowski P., Andrienko N., Andrienko G., 2001. Map-centered exploratory approach to multiple criteria spatial decision making. International journal of Geographical Information Sciences 15 (2), 101-127.

Landau E.C., Moura R.T., Cordeiro P.H., Silvano D.L., Pimenta B., Jardim J.G., Prado P.I.K., Paglia A., Fonseca G.A.B., 2003. Definiçao de areas biologicamente prioritarias, para a formaçao do corredor central da Mata Atlantica no Sul da Bahia, Brasil. In: Prado, P.I., Landau, E.C., Moura, R.T., Pinto, L.P.S., Fonseca, G.A.B., Alger K.N. [orgs.]. Corredor de Biodiversidade na Mata Atlântica do Sul da Bahia. Published on CD-ROM, IESB /CI / CABS / UFMG / UNICAMP, Ilhéus, Brazil.

Malczewski J., 1999. GIS and Multicriteria Decision Analysis. John Wiley & Sons, New York.

Quintela, C.E., 1990. An SOS for Brazil's beleaguered Atlantic Forest. Nature Conserv. Magazine 40 (2), 14–19.

Saaty, T.L., 1977. A scaling method for priorities in hierarchical structures. Journal of Mathematical Psycology 15, 234-281.

Saaty, T.L., 1999. Decision Making for Leaders: The Analytical Hierarchy Process for Decision in a Complex World. RWS Publications, Pittsburg.

BUFFER DI PAESAGGIO PER LA CONSERVAZIONE DEGLI ANFIBI

Gentile Francesco Ficetola[1,2], Luciana Bottoni[1], Fiorenza De Bernardi[2], Patrizia Digiovinazzo[1], Ilaria Mazzoleni[2], Laura Nudo[2], Emilio Padoa-Schioppa[1]

[1] Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio, Università di Milano-Bicocca. Piazza della Scienza 1, 20126 Milano. e-mail: francesco.ficetola@unimi.it
[2] Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Milano. Via Celoria 26, 20133 Milano

---

Riparian buffers of landscape for the conservation of semiaquatic amphibians

Abstract
Wide riparian buffers play a key role in the persistence of semiaquatic species. Studies on riparian buffers have usually focused on the amount of land needed as habitat for the terrestrial life stages. However, the landscape surrounding wetlands is also important for other key processes, such as dispersal and the dynamics of metapopulations. Multiple elements that influence these processes should therefore be considered in the delineation of buffers. We used concentric analysis to evaluate the scale to which different landscape elements (wood cover, density of roads and hydrographic network) influence amphibian communities in streams, in 77 independent landscapes. Buffers comprising 100-400m of suitable terrestrial habitat are necessary for species persistence, but interspecific differences in the amount of habitat required are large. This measure is analogous to those obtained by other studies focusing on terrestrial habitat. However, larger buffers are needed for the landscape features influencing dispersal and metapopulation persistence (density of roads and hydrographic network). This pattern probably arises because these processes occur at larger spatial scales. Riparian buffers cannot only be focused on riparian habitat, but should take a landscape perspective, as semiaquatic species use multiple elements for different functions. This approach can be complex, because different landscape elements require different spatial extents. However, a shift of attention toward the management of multiple elements is necessary for the long term persistence of populations. This approach allow a better evaluation of ecofields allowing the persistence of communities of amphibians.

Abstract
Ampie fasce ripariali (buffer) hanno un ruolo chiave per le specie semiaquatiche. Tradizionalmente, gli studi sui buffer ripariali valutano esclusivamente la quantità di habitat necessario per la sopravvivenza degli stadi vitali terrestri. In realtà, il paesaggio che circonda le zone umide influenza anche altri processi chiave, come dispersione e dinamica delle metapopolazioni. I buffer dovrebbero quindi proteggere i diversi elementi del paesaggio che consentono questi processi. Tramite un'analisi di buffer concentrici, abbiamo valutato a che scala diversi elementi del paesaggio (percentuale di bosco; densità del reticolo stradale; reticolo idrografico) influenzano la comunità di anfibi dei ruscelli in Lombardia. Buffers di 100-400m di habitat terrestre sono necessari per la persistenza delle diverse specie. Buffers più ampi sono però necessari per le caratteristiche del paesaggio che determinano dispersione e dinamiche di metapopolazione. Questo significa che la protezione delle aree ripariali non può essere limitata a un unico elemento del paesaggio (p.e., aree boscate) ma deve includere elementi multipli che consentano differenti processi. è pertanto necessario spostare

l'attenzione dalla tutela del solo habitat terrestre alla gestione di elementi multipli del paesaggio; l'implementazione di questo approccio può essere però complessa, perché diversi elementi influenzano le specie a scale spaziali multiple. Quest'approccio permette di giungere a una migliore caratterizzazione degli ecofield necessari alla persistenza di comunità.

Introduzione

Le specie semiacquatiche richiedono per la loro persistenza la presenza sia di aree acquatiche che terrestri. Ciononostante, molti degli studi effettuati finora sono concentrati sulle aree acquatiche. Recentemente, è stata posta l'attenzione sulla conservazione di fasce ripariali (buffers), che permettano alle specie semiacquatiche di svolgere gli stadi vitali terrestri (Gibbons, 2003; Semlitsch e Bodie, 2003).

Gli anfibi sono una classe che necessita la contemporanea presenza di zone umide per la riproduzione, e di aree terrestri per gli stadi adulti. In particolare, le aree terrestri sono necessarie per svolgere funzioni multiple. Le aree terrestri sono infatti l'habitat degli adulti, ma vengono per esempio utilizzate anche per la dispersione e lo svernamento (Gibbons, 2003). Queste funzioni possono richiedere estensioni maggiori rispetto a quelle del semplice habitat. Per esempio, 100-300 m sono considerati l'estensione dei buffer terrestri necessaria come habitat degli adulti (Semlitsch, 1998; Semlitsch e Bodie, 2003). La dispersione è però spesso effettuata dai giovanili, che possono muoversi su distanze maggiori (Funk *et al.*, 2005), e può essere interrotta da barriere quali le strade (Hitchings e Beebee, 1997). Pertanto, i buffers ripariali devono includere non solo l'habitat degli adulti, ma anche gli elementi di paesaggio necessari per effettuare altri processi chiave necessari alla persistenza a lungo termine delle popolazioni, quali dispersione e dinamica di meta popolazione (Hanski e Gaggiotti, 2004).

L'obiettivo di questo studio è utilizzare l'analisi di buffers concentrici (Vos e Stumpel, 1996; Vos e Chardon, 1998; Ficetola *et al.*, 2004; Pellet *et al.*, 2004) per valutare l'estensione e la struttura di paesaggio necessaria per la persistenza degli anfibi in piccoli corsi d'acqua. Questo studio si concentra su tre elementi del paesaggio necessari per svolgere tre processi chiave: (1) attività degli adulti (elemento considerato: bosco, habitat degli adulti della maggior parte delle specie); (2) dispersione [elemento considerato: strade, principale barriera alla dispersione (Hitchings e Beebee, 1997; Marsh *et al.*, 2005)]; (3) dinamiche di metapopolazione [elemento considerato: densità di zone umide nel paesaggio (Vos e Stumpel, 1996; Ficetola e De Bernardi, 2004)].

Metodi

Area di studio e campionamenti

Abbiamo analizzato 77 corsi d'acqua in Lombardia occidentale (Fig. 1). Per ogni ruscello, abbiamo misurato tre caratteristiche del paesaggio circostante sulla base delle mappe vettoriali della Lombardia: percentuale di bosco; lunghezza del reticolo stradale; lunghezza del reticolo idrografico. Ognuna di queste caratteristiche è stata misurata in 16 aree circolari concentriche di raggio 50 m, 100 m, 200 m, […] 1400 m, 1500 m, utilizzando ArcView 3.2.

La presenza delle specie di anfibi in ogni corso d'acqua è stata valutata nel tramite la presenza di riproduzione all'interno dei ruscelli. Ogni ruscello è stato monitorato tre

volte durante la stagione riproduttiva degli anfibi (aprile-giugno 2004 o 2005) (Fig. 1), utilizzando tecniche multiple di campionamento: trappole a imbuto, osservazione diretta, cattura tramite retino (Heyer *et al.*, 1994; Adams *et al.*, 1997).

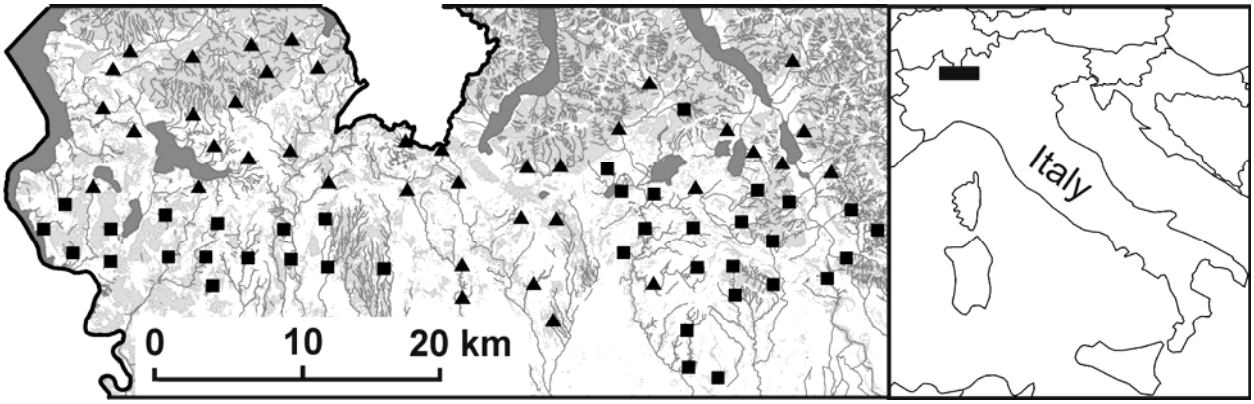


Fig. 1. Area di studio, e localizzazione dei punti centrali dei paesaggi analizzati. Quadrati: paesaggi campionati nel 2004; triangoli: paesaggi campionati nel 2005.

Analisi statistiche

Abbiamo utilizzato modelli generali linearizzati (GLM) con distribuzione bionomiale dell'errore per valutare la relazione tra la presenza / assenza delle varie specie e le caratteristiche dei paesaggi analizzati. La significatività delle relazioni è stata valutata tramite un test di likelihood ratio. Quest'analisi è stata ripetuta a tutte le 16 scale spaziali, per le specie presenti in almeno nove paesaggi. Abbiamo considerato la quantità di devianza spiegata dai modelli come misura dell'intensità delle relazioni misurate alle varie scale spaziali. Abbiamo quindi utilizzato grafici individuare le scale spaziali a cui le varie caratteristiche del paesaggio misurate influenzano più fortemente la distribuzione degli anfibi. Le analisi sono state effettuate nell'ambiente R 2.2 (www.r-project.org).

Rana dalmatina

La distribuzione della rana dalmatina è risultata significativamente associata alla copertura boschiva, particolarmente alle piccole scale spaziali (50 e 100 m) (Fig. 2d). È stata inoltre osservata una relazione negativa tra densità del reticolo stradale, particolarmente a una scala di 300–400 m (Fig. 2e). Non è stata invece osservata una relazione significativa tra densità del reticolo idrografico e distribuzione della rana dalmatina (Fig. 2f)

Rana esculenta

Le rane verdi sono risultate significativamente associate ad aree a bassa copertura boschiva, particolarmente a piccole scale spaziali (50 – 500 m) (Fig. 2g). Non è stata osservata alcuna relazione significativa tra la distribuzione delle rane verdi e le altre caratteristiche del paesaggio misurate (Fig. 2h – i)

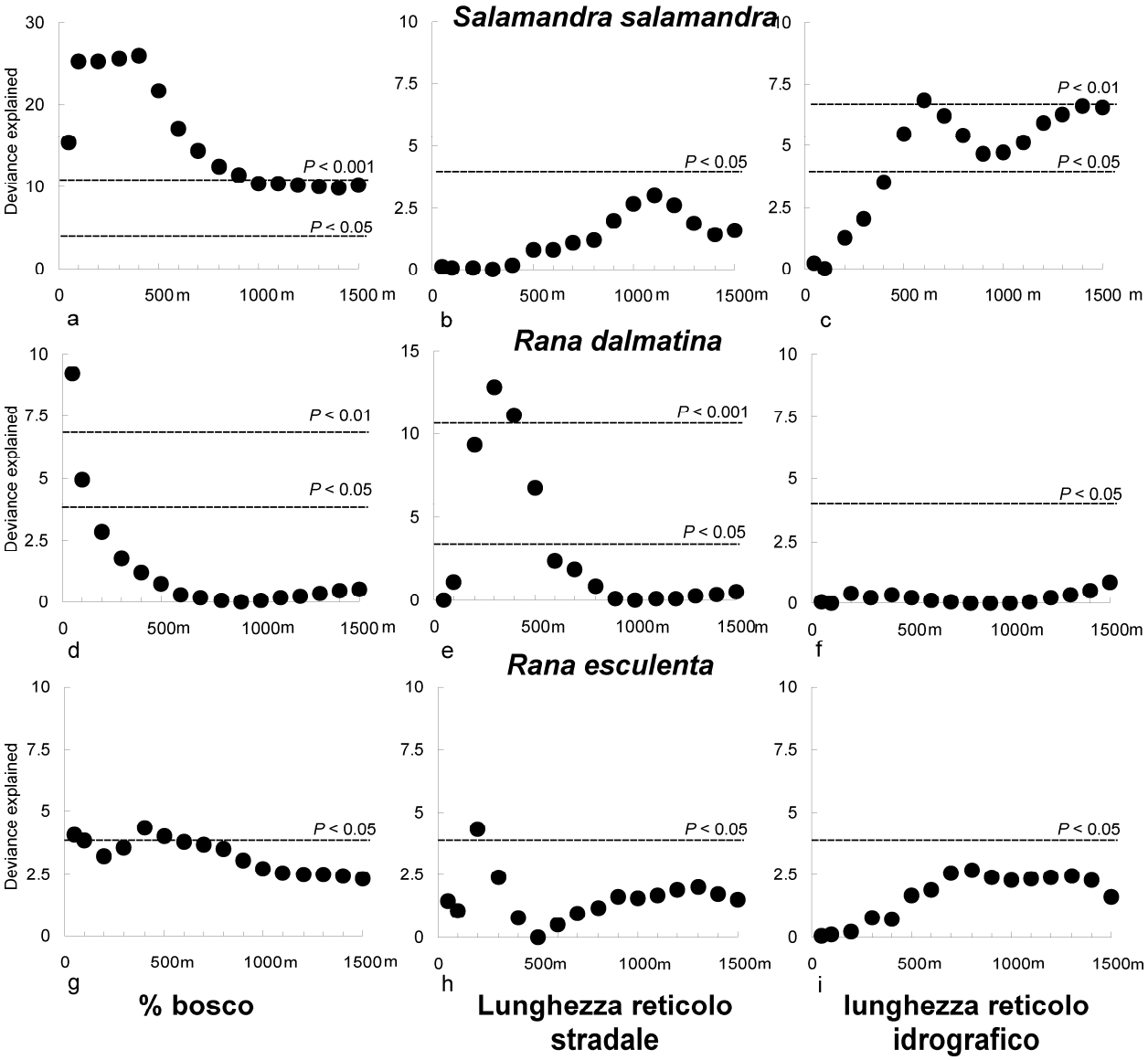


Fig. 2. Intensità della relazione tra distribuzione di tre specie di anfibi e caratteristiche del paesaggio misurate a diverse scale spaziali. I punti sopra le linee tratteggiate indicano relazioni significative al livello indicato. Si noti che, per migliorare la leggibilità, la scala delle ordinate non è la stessa per tutti i grafici.

Discussione

L'analisi delle caratteristiche del paesaggio, effettuata in aree concentriche, ci ha permesso di individuare le scale spaziali cui le diverse specie di anfibi rispondono più fortemente alle modificazioni ambientali. Pertanto, interventi di gestione ambientale devono considerare le caratteristiche del paesaggio a queste scale spaziali, se vogliono consentire la conservazione a lungo termine delle specie. La nostra analisi ha però anche mostrato come identificare le scale spaziali a cui effettuare la gestione può essere molto complesso, perché specie diverse sembrano necessitare interventi a scale diverse. Inoltre, caratteristiche del paesaggio diverse sembrano influenzare la stessa specie a scale spaziali diverse, e questo probabilmente è legato al diverso ruolo funzionale dei vari elementi del paesaggio.

Per esempio, la distribuzione della salamanra è influenzata dalla quantità di bosco entro 400 m dai siti riproduttivi, e questa può essere vista come la quantità di habitat terrestre necessaria per la sopravvivenza degli adulti. Anche la densità del reticolo idrografico ha un ruolo importante per questa specie. La densità del reticolo idrografico influenza però la distribuzione della salamandra a una scala spaziale più ampia, oltre 1000 m. Ciò suggerisce che un'elevata densità di siti riproduttivi a questa scala spaziale è necessaria per le dinamiche di metapopolazione di questa specie.

Allo stesso modo, la rana dalmatina necessita presenza di buffer di bosco di 50-100 m, ma la distribuzione di questa specie è negativamente influenzata dalla densità del reticolo stradale a scale maggiori (400 m).

Ciò suggerisce che la dispersione richiede la protezione di aree molto più ampie di quanto richieda la semplice conservazione delle popolazioni. Questo perché la dispersione normalmente è effettuata da un numero ridotto di animali che attraversano distanze maggiori rispetto alla media (Smith e Green, 2005). D'altra parte, anche se conservare estensioni limitate di habitat terrestre può essere sufficiente per la conservazione a breve termine, la persistenza a lungo termine degli anfibi è possibile solo se sono preservare le dinamiche di ricolonizzazione all'interno di metapopolazioni (Ficetola e De Bernardi, 2004). Pertanto, la conservazione di buffers di habitat con un'ampiezza di alcune centinaia di metri deve essere affiancata a più ampie aree in cui gli effetti negativi delle strade sulla dispersione devono essere mitigati (Scoccianti, 2001), e in cui è necessario preservare elementi multipli del paesaggio.

L'individuazione della scala spaziale a cui operare può essere resa più complicata dall'osservazione che specie diverse richiedono estensioni diverse per i vari elementi del paesaggio. Per esempio, nel nostro studio la salamandra richiede aree di bosco di un'ampiezza di circa 400 m, mentre per la rana dalmatina potrebbero essere sufficienti buffers di 50 m (Fig. 2). Queste differenze interspecifiche fanno si che, nella definizione degli obiettivi della gestione, è necessario individuare le specie target su cui focalizzare gli interventi (Denoël e Ficetola, 2007). La nostra analisi può essere utilizzata come strumento oggettivo per individuare gli obiettivi della conservazione È per esempio possibile utilizzare le specie più esigenti per le varie caratteristiche ambientali, la cui conservazione permetterebbe pertanto di tutelare anche le specie che necessitano di estensioni minori (Lambeck, 1997; Denoël e Ficetola, 2007).

L'innovativo concetto di ecofield è presentato come la possibilità di descrivere i processi paesistici in accordo con una prospettiva basata sulla percezione degli organismi (Farina e Belgrano, 2006). L'ecofield viene definito dagli autori come l'opportunità per collegare tra loro, in una visione integrata, i concetti di nicchia, habitat, Umwelt e gli approcci metodologici dell'ecologia spaziale. A nostro parere il lavoro qui presentato può essere un contributo alla individuazione sperimentale e su campo dell'ecofield per una o più specie, contribuendo in questo modo a indicare gli elementi necessari perché le specie e le comunità possano essere conservate.

Riferimenti bibliografici

Adams M.J., Richter K.O. & Leonard W.P. (1997) Survey and monitoring amphibians using aquatic funnel traps. (eds. Olson DH, Leonard WP & Bury RB) *Sampling amphibians in lentic habitats*. Society for Northwestern Vertebrate Biology, Olympia, Washington 47-54

Denoël M. & Ficetola G.F. (2007) Landscape level thresholds and newt conservation. *Ecological Applications* **17:** 302-309

Farina A. & Belgrano A. (2006) Amphibians in an human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biological Conservation* **119:** 219-230

Ficetola G.F. & De Bernardi F. (2004) The eco-field hypothesis: Toward a cognitive landscape. *Landscape Ecology* **21:** 5-17

Ficetola G.F., Padoa-Schioppa E., Monti A., Massa R., De Bernardi F. & Bottoni L. (2004) The importance of aquatic and terrestrial habitat for the European pond turtle (*Emys orbicularis*): implications for conservation planning and management. *Canadian Journal of Zoology* **82:** 1704-1712

Funk W.C., Greene A.E., Corn P.S. & Allendorf F.W. (2005) High dispersal in a frog species suggests that it is vulnerable to habitat fragmentation. *Biology Letters* **1:** 13-16

Gibbons J.W. (2003) Terrestrial habitat: a vital component for herpetofauna of isolated wetlands. *Wetlands* **23:** 630-635

Hanski I. & Gaggiotti O.E. (2004) *Ecology, genetics and evolution of metapopulations*. Elsevier Academic Press, San Diego, USA.

Heyer W.R., Donnelly M.A., McDiarmid R.W., Hayek L.C. & Foster M.S. (1994) *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for Amphibians*. Smithsonian Institution Press, Washington.

Hitchings S.P. & Beebee T.J.C. (1997) Genetic substructuring as a result of barriers to gene flow in urban *Rana temporaria* (common frog) populations: implications for biodiversity conservation. *Heredity* **79:** 117-127

Lambeck R.J. (1997) Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* **11:** 849-856

Marsh D.M., Milam G.S., Gorham N.P. & Beckman N.G. (2005) Forest roads as partial barriers to terrestrial salamander movement. *Conservation Biology* **19:** 2004-2008

Pellet J., Guisan A. & Perrin N. (2004) A concentric analysis of the impact of urbanization on the threatened European tree frog in an agricultural landscape. *Conservation Biology* **18:** 1599-1606

Scoccianti C. (2001) *Amphibia: aspetti di ecologia della conservazione [Amphibia: aspects of conservation ecology]*. Guido Persichino Grafica, Firenze.

Semlitsch R.D. (1998) Biological delineation of terrestrial buffer zones for pond-breeding salamanders. *Conservation Biology* **12:** 1113-1119

Semlitsch R.D. & Bodie J.R. (2003) Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conservation Biology* **17:** 1219-1228

Smith M.A. & Green D.M. (2005) Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography* **28:** 110-128

Vos C.C. & Chardon J.P. (1998) Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. *Journal of Applied Ecology* **35:** 44-56

Vos C.C. & Stumpel A.H.P. (1996) Comparison of habitat-isolation parameters in relation to fragmented distribution pattern in the tree frog (*Hyla arborea*). *Landscape ecology* **11:** 203-214

MONITORAGGIO DELLE INTERAZIONI FAUNISTICHE E FLORISTICHE NEGLI IMPIANTI FOTOVOLTAICI

G. Filiberto [1], G. Pirrera [2]

[1] Centro RING – Centro Ricerche e Progetti Rinaturazione, Ingegneria Naturalistica e Gestione Amb., Via Albanese, 90 – 90129 Palermo, IT. e-mail: g.filiberto@centroring.it
[2] Centro RING – Centro Ricerche e Progetti Rinaturazione, Ingegneria Naturalistica e Gestione Amb., Via Albanese, 90 – 90129 Palermo, IT. e-mail: jl.mine@libero.it

---

Birds and flora monitoring in photovoltaic plants

Many big photovoltaic plant designs are required to be connected to the Sicilian electric net. It's important, therefore, to look at the environmental problem with caution to preserve landscape.
Aim of the work is to find useful info and right rules for the future projects through *in situ* action about diffusion, number, habitat of the birds and plant species living in the photovoltaic plants. Monitoring and analysis of the menaces are essential.
The work values the landscape transformation in the Syracusan area to understand ecological conflicts, tooking advandage of the EIA studies. Especially in a photovoltaic plant in Priolo, Syracuse, producing solar energy since three years.
Birds datas are interesting and show how several species like this new ecological place: a lot of nests, in fact, are inside the steel structure of the panels. The studies and photos show that is not true that photovoltaic plants disturb birds migrations routes.
About plants species the most interesting regards *Sarcopoterium spinosum* "priority specis of Community interest" (Council Directive 92/43/EEC, Annex II): no problem for its new habitat among the panels.

Abstract

La Sicilia è una delle regioni che sta presentando il maggior numero di richieste di connessione alla rete elettrica per impianti fotovoltaici di elevata potenza nominale.
Ciò fa ritenere prioritario affrontare la problematica con un occhio il più possibile obiettivo ed una panoramica ad amplissimo raggio, affinché sia possibile analizzare la dinamica e i processi di trasformazione del paesaggio. Attraverso il monitoraggio sul grado di diffusione, numero, habitat vitali e cause di minaccia delle singole specie botaniche e faunistiche che gravitano all'interno di alcuni impianti fotovoltaici già in esercizio, si sta lavorando alla definizione di linee guida utili ad indirizzare le future scelte progettuali.
In sede di Analisi Ambientale, infatti, occorre valutare gli effetti della trasformazione del paesaggio sulle singole componenti di una data area e capire l'interferenza che questi impianti possono avere con la flora e soprattutto con la fauna.
Il monitoraggio continuo presso un impianto in provincia di Siracusa ha fornito preziosi dati sulle interazioni faunistiche e floristiche. Interessanti sono i dati sull'avifauna, che dimostrano come diverse specie di uccelli si sono adattate a questo nuovo ambiente: numerosi nidi di passeriformi sono stati rinvenuti all'interno delle strutture scatolari di sostegno dei pannelli. Altra osservazione importante riguarda l'ipotesi che tali impianti possano disorientare le specie migratrici: contrariamente, infatti, non è stato raro poter

osservare durante la stagione primaverile ed autunnale interi stormi in migrazione sorvolarli indisturbatamente.
Per quanto riguarda la componente vegetale le osservazioni più interessanti sono state effettuate sul *Sarcopoterium spinosum*, specie che in Italia cresce sui colli aridi della zona centromeridionale, garighe e luoghi incolti da 0-300 m slm: Lazio, Sicilia orientale e Sardegna, Calabria; stazioni isolate presso Tivoli, Bari e Crotone. Malgrado il disturbo antropico, questa specie si è adattata alle nuove condizioni ripristinando il proprio habitat, codificato dalla Direttiva 92/43/CEE come 5420 – *Sarcopoterium spinosa phrygana*.

Osservazioni e rilievi sull'ornitofauna

Uno dei problemi maggiormente temuti dagli analisti ambientali e dagli enti che devono giudicare la compatibilità ambientale degli impianti fotovoltaici è quello dell'interferenza con l'ornitofauna.

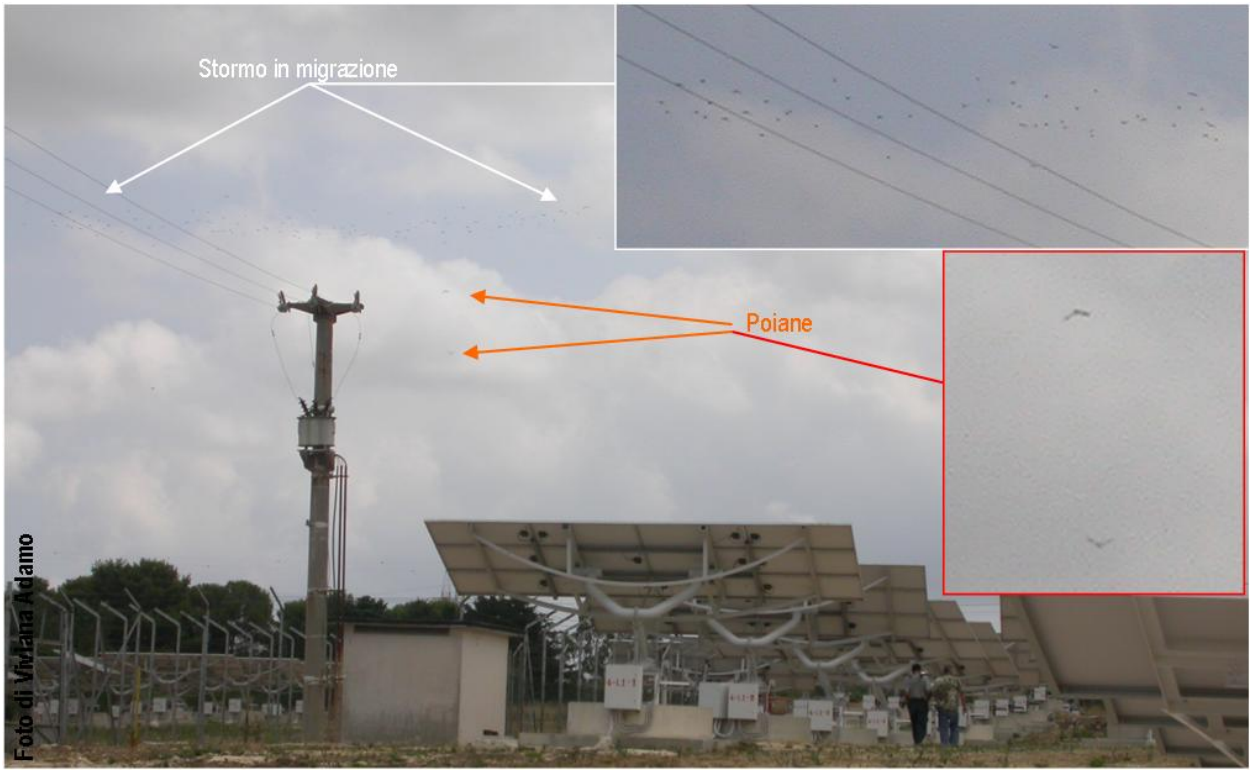
In base alle nuove tecnologie dei pannelli adottati, a superficie opaca e poco riflettente, l'area di impianto vista dall'alto assume le sembianze di uno specchio d'acqua che potrebbe trarre in inganno potenziali flussi migratori. A tal proposito nella descrizione delle misure di mitigazione per un impianto da 1 MW ricadente in un'area della Piana di Catania, a pochi chilometri dalla foce del Fiume Simeto è stato proposta la creazione di una piccola area umida adiacente al nuovo impianto. Effetto non negativo se si considera la notevole valenza ecologica nell'accogliere i flussi di avifauna possibilmente attirati.

Spesso sono state osservate diverse specie, soprattutto gazze, taccole e storni, utilizzare i telai dei pannelli come posatoi.

L'abbondante presenza di rettili e la bassa vegetazione rendono questi impianti un favorevole territorio di caccia per il gheppio (*Falco tinnunculus*) e ancor di più per la poiana (*Buteo buteo*), che standosene ferma sui pannelli al calare del sole attende pazientemente una facile preda allo scoperto. Allo stesso modo le borre dei rapaci notturni, in cui sono presenti ossa di microvertebrati, suggeriscono un'analoga attività di

caccia notturna. In primavera le strutture scatolari diventano ottime cavità per la costruzione dei nidi di molti passeriformi.

In più occasioni presso l'impianto da noi monitorato, alle falde dei Monti Climiti (SIC ITA 090020) nel territorio della Provincia di Siracusa, sono stati avvistati stormi in migrazione passarvi sopra senza manifestare alcun comportamento anomalo dovuto all'impianto sottostante e proseguire verso sud-sudest. Oppure nello stesso momento vedere due poiane che volavano sopra l'impianto in attesa di predare qualche individuo isolato dello stormo.



Osservazioni sui rettili ed i mammiferi

A parte i già citati rettili (*Podarcis sicula*, *P*. *wagleriana*, *Lacerta viridis*), all'interno dell'impianto è stata rilevata una notevole abbondanza di pallottole fecali di coniglio, infatti l'accesso è piuttosto libero alle specie di piccola e media taglia poiché la recinzione metallica è sopraelevata di circa 20-30 cm, consentendo un facile passaggio anche alla volpe (*Vulpes vulpes*), della quale ne sono state rilevate in vari punti le feci.

Osservazioni e rilievi sulla flora

Per quanto riguarda la componente vegetale le osservazioni più interessanti sono state effettuate sul *Sarcopoterium spinosum*, specie che in Italia cresce sui colli aridi della zona centromeridionale, garighe e luoghi incolti da 0-300 m s.l.m.: Lazio, Sicilia orientale e Sardegna, Calabria; stazioni isolate presso Tivoli, Bari e Crotone. Malgrado il disturbo antropico, questa specie si è adattata alle nuove condizioni ripristinando il proprio habitat, codificato dalla Direttiva 92/43/CEE come 5420 – *Sarcopoterium spinosa phrygana*.

Il *Sarcopoterium spinosum* (L.) SPACH è una specie particolarmente interessante: morfologicamente appare come un arbusto a portamento prostrato ascendente che può raggiungere, negli esemplari più vecchi, circa un metro di altezza; appartenente alla famiglia delle Rosaceae, presenta foglie impari-pennate con foglioline piccole, ovate,

crenate, rami afilli all'apice metamorfosati nella pianta adulta in robuste spine dicotome, fiori poco appariscenti riuniti in lasse spighe terminali.

Questa specie risultava assente dalla penisola italiana e presente solo nelle due isole maggiori, in Sicilia nella zona dell'estremo Sud fra Siracusa e Capo Passero (MARTINOLI, 1969), riportato anche in studi fitosociologici da PIROLA (1959, 19651, TOMASELLI 1961) e GENTILE (1962, 1968) e in Sardegna, in località Calamosca presso Capo S. Elia (CA), già citato da MARCIALIS ne1 1889 e da HERZQG nel 1909 (in MARTINOLI 1969), confermato e studiato poi più dettagliatamente da MARTINOLI (1950, 1969; CHIESURA LORENZONI, LORENZONI, in pubbl.).

Questa entità mentre nel Mediterraneo orientale ha un areale compatto, formato dalla penisola Balcanica, coste mediterranee della Turchia, isole Egee, Cipro, Palestina, Cirenaica, nel Mediterraneo centro-occidentale si trova solo in stazioni sparse e molto distanziate tra di loro.

Il corteggio floristico che accompagna questa specie fa parte di una cenosi legata alla serie degradativa o ricostruttiva della macchia o macchia-gariga. Infatti è localizzato in un complesso alternarsi di chiazze di gariga e di aree coperte da vegetazione erbacea a terofite e geofite, che caratterizza i primi stadi di ricostituzione della macchia. Questo ritrovamento ben si inquadra nella problematica dell'ecologia di questa specie; infatti, nonostante l'esiguità della stazione, possiamo vedere che gli esemplari sono localizzati o in posizione di colonizzazione o in posizione di ricostruzione della macchia degradata (nell'area infatti si riconosce, in quanto la gariga molto aperta propria degli aspetti degradati derivanti dalla distruzione della macchia chiusa di questa zona).

Altro aspetto interessante di questa specie è la sua resistenza allo sfalcio da parte dei decespugliatori utilizzati nei lavori di ordinaria manutenzione dell'impianto, volti a mantenere molto bassa la vegetazione, soprattutto nel periodo estivo per il rischio degli incendi.

In inverno tuttavia tale attività non è praticata, ciò consente la rigogliosa crescita di specie nitrofile ruderali alle quali però si accompagnano anche specie meno banali come *Ononis natrix*, *Nerium oleander*, *Euphorbia characias, Olea europea var. sylvestris.*

Nella foto *Nerium oleander* (a sinistra) ed *Euphorbia characias* (a destra).

Riferimenti bibliografici

Caniglia G., Chiesura Lorenzoni F., Curti L., Lorenzoni G.G., Marchiori S., (1974) *Sarcopoterium spinosum* (L.) Spach ed Anthyllis hermannisle L., due relitti floristici nel Salento (Puglia). *Atti IV Simp. Naz. Cons. Nata, Bari, 23-28 aprillje, 1: 315-330.*

Filiberto G., Pirrera G., (2007) Primi rilievi Centro R.I.N.G. sulle interazioni faunistiche e floristiche negli impianti fotovoltaici. *Allegato in relazioni di incidenza per gli impianti fotovoltaici*.

MAPPE DELLA QUALITA' DEL PAESAGGIO COME SUPPORTO ALLA PIANIFICAZIONE DEI TERRITORI COSTIERI

L. Guastamacchia[1] , M. Mininni[1], C. Tarantino[2]

[1]Politecnico di Bari. Dipartimento ICAR via Orabona 4,70132 Bari e-mail: lugu@tiscali.it
[2] ISSIA-CNR, via Amendola 122 D-O, Bari e-mail: cristina@ba.issia.cnr.it.

Maps of landscape quality as a support to coastal areas planning
This work is the result of the IMCA Research (Integrated Monitoring of Coastal Areas), New technologies for the survey, analysis and monitoring of environmental parameters, financed by MIUR, within the activities aiming to the building of coastal landscape quality maps, by using index of environmental quality taken from satellite data. The IMCA project is to develop a system aiming to offer a service for the coastal areas monitoring through periodical production and distribution on a web of thematic maps.

Abstract
Il lavoro è stato compiuto all'interno della Ricerca IMCA (Integrated Monitoring of Coastal Areas), Nuove tecnologie per il rilevamento, per l'analisi ed il monitoraggio di parametri ambientali, finanziata dal MIUR, nell'ambito di attività volte alla costruzione di mappe di qualità del paesaggio costiero, attraverso l'uso di indici di qualità ambientale derivati da scene satellitari. Scopo del progetto IMCA è quello di sviluppare un sistema teso ad offrire un servizio per il monitoraggio delle aree costiere mediante la produzione periodica e distribuzione su rete di mappe tematiche. La ricerca, sulla base della Convenzione Europea del Paesaggio, approfondisce i temi della Qualità del Paesaggio, con processi di scaling up, di letture che attraversano i fenomeni secondo variabili spazio-temporali. I prodotti attesi della ricerca sono mappe che rappresentino tanto lo stato del paesaggio (usi del suolo), quanto i cambiamenti in atto (carta delle trasformazioni), per giungere infine a riconoscere criticità e valori dello stesso, da formalizzare, in una carta degli obiettivi di qualità (art.1 comma c, CEP). Metodologicamente, la lettura dei processi di trasformazione e la costruzione di mappe interpolano dati di verità e dati telerilevati con un duplice scopo: da un lato quello di realizzare uno studio fenomenologico volto alla modellizzazione delle trasformazioni del paesaggio costiero; dall'altro quello di determinare nuove classi del rilievo che assumano la dimensione temporale come un parametro di analisi. La lettura della velocità delle trasformazioni è applicata allo studio e al monitoraggio delle aree costiere urbane per derivare le tendenze evolutive. Vengono applicate procedure di descrizione della "forma urbana" che prevedono l'uso di statistiche spaziali, proposte dal progetto MURBANDY (Monitoring Urban Dynamics) e MOLAND (Monitoring Land Use/Cover Dynamics).

Introduzione

Tipico dei paesaggi costieri mediterranei è il cambiamento (che ha avuto un impulso dagli anni '70 del secolo scorso) delle coperture e degli usi del suolo da categorie naturali e agricole a categorie urbane e industriali, dovuto ad azioni umane caratterizzate da un regime accelerato e da una generale mancanza di pianificazione, e

in molti luoghi dalla illegalità degli insediamenti (Leontidou, 1998). Il paesaggio costiero rappresenta un contesto importante per costruire l'identità naturale e culturale di una terra peninsulare mediterranea quale è l'Italia. L'uso intensivo della costa e un eccesso di artificialità hanno causato, in un ambiente ad alta vulnerabilità, l'insorgenza di numerosi problemi di salvaguardia ambientale. Se in passato la costa, per le sue impervie condizioni naturali e climatiche, ha scoraggiato l'uomo a costruire insediamenti stabili, recentemente é diventata un luogo privilegiato dell'abitare, legato fortemente alla residenza per la prima e soprattutto per la seconda casa, provocando così la perdita dei caratteri naturali a favore di una progressiva artificializzazione e trasformazione.

Gli insediamenti costieri urbani sono oggi agenti altamente trasformativi. Il turismo, in particolare, è una delle principali attività economiche dei territori costieri e tra i settori a maggiore crescita futura. Questa crescita pone tuttavia le aree costiere a forte vocazione turistica di fronte ad una sfida, quella della sostenibilità ambientale e di un maggiore sistema di conoscenze aggiornabile per la velocità che il fenomeno presenta.

Analisi dei processi rilevanti in atto e dei cambiamenti da monitorare nei paesaggi costieri

La descrizione del cambiamento è innanzitutto un processo di comprensione dei luoghi e dei fenomeni che vi si manifestano e che devono essere rappresentati in forme adeguate e conseguenti. La lettura del cambiamento rivela inevitabilmente nuovi percorsi e nuove ipotesi. Il cambiamento non è fenomeno registrabile e interpretabile solo attraverso misure stabili, esso porta con sé nuove e a volte sconosciute immagini territoriali, soggettive e collettive, che sono non scritte e spesso non dette ma vissute e pensate come vere e proprie geo-grafie (Dematteis, 1985). La descrizione del cambiamento deve essere perciò capace di non escludere altre descrizioni, di penetrare i rapporti tra spazi diversi (fisico, sociale ecc.) e tra necessità e desideri.

La lettura del cambiamento intreccia quindi interpretazioni e convinzioni, osservazione di fatti misurabili e di fenomeni indiretti, decifrazione di segni e programmi di ricerca. Quindi non può essere un'analisi astratta e tecnica, è un apprendimento continuo che si arricchisce e si modifica nel momento stesso in cui la pratichiamo; per questo è attività critica, è espressione di giudizi, è attribuzione di valori e disvalori, è interrogazione su cosa si conosce nel processo di lettura (Bianchetti, 2003). Il cambiamento del paesaggio costiero può essere osservato e descritto a partire da alcuni parametri e famiglie di questioni, quali i luoghi in cui avvengono le trasformazioni, le velocità dei processi trasformativi, le intensità dei fenomeni prodotti, le figure emergenti dalle trasformazioni dell'insediamento (saldature costiere, dispersione, francobolli, ispessimenti, tasselli, isole) e i cambiamenti di uso del suolo. Lo studio dei meccanismi che stanno alla base delle trasformazioni degli insediamenti costieri e la costruzione di modelli che possano interpretare lo sviluppo degli agglomerati urbani, sono operazioni basate sull'interazioni di numerose discipline, tuttavia il punto di partenza è rappresentato dall'osservazione della struttura insediativa nel tempo.

Materiali e metodi

L'esigenza di acquisire e di trasmettere informazioni sempre più rapide, attendibili e particolareggiate su fatti e fenomeni che ci circondano, è un requisito indispensabile per il monitoraggio dei cambiamenti e delle trasformazioni. Questa esigenza oggi è sufficientemente soddisfatta mediante l'impiego di satelliti artificiali o piattaforme aeree.

Il telerilevamento costituisce infatti uno degli strumenti più moderni di indagine macroscopica del territorio, esso si propone come un'utile supporto allo svolgimento delle indagini rappresentando una forma di acquisizione di informazioni che possono essere elaborate mediante tecniche di analisi delle immagini. Le scene satellitari a bassa e media risoluzione costituiscono un archivio di dati territoriali di alto valore informativo per le analisi a livello regionale e territoriale. In questi anni le immagini satellitari sono state utilizzate in contesti, sia operativi che sperimentali, per identificare e delineare i confini delle aree urbane come nei programmi Remote Sensing and Urban Statistics (1992), Itaten (1994) e Census (1991), e per monitorare lo sviluppo delle aree urbane europee, derivarne le tendenze evolutive e costituire indicatori socio economici, come nel progetto MOLAND. Il telerilevamento è il punto di partenza per la messa a punto di protocolli semiautomatici in grado di confrontare strati informativi che derivano dal dato satellitare, con quelli costruiti da strumenti tradizionali (basi cartografiche) e dati di verità (rilievi di campo), per approntare apparati cognitivi altamente performativi, in grado di cogliere la velocità e la consistenza dei processi trasformativi in corso.

Le informazioni ricavate dal telerilevamento non sono soltanto un prodotto finale, ma un punto di partenza per nuove analisi. Le aree classificate dal dato telerilevato come urbano diventano, così come applicato dal progetto MOLAND, oggetto di statistiche spaziali volte all'analisi e alla valutazione della morfologia del landscape urbano sia attraverso la dinamica temporale, sia mediante il confronto spaziale. Per questo tipo di studio è utilizzato il software FRAGSTATS, realizzato da McGarical et al. (2002) un programma di analisi delle strutture spaziali, utile per quantificare le forme territoriali su metriche calcolate a livello di landscape, di classe e di patch. Mediante questa applicazione è possibile calcolare sulle mappe di urbano, ricavate in automatico dal dato satellitare e trasformate in griglie raster, delle metriche classiche come l'area e il perimetro di tutta la superficie urbana o delle singole aree edificate, oppure metriche più complesse come l'indice di forma del territorio, l'indice di aggregazione e di divisione, la dimensione frattale, e diversi altri.

L'area di studio

Oggetto d'indagine è il Salento meridionale detto anche delle Serre, che con il Tavoliere Salentino corrisponde alla provincia di Lecce. Gli ambienti costieri salentini sono terre relativamente giovani poiché, solo a partire dall'inizio del secolo ventesimo, sono stati recuperati dalle paludi e dagli allagamenti e, successivamente, messi a coltura e occupati da case e infrastrutture. Rispetto alla costa variano i caratteri storici insediativi delle due aree geografiche, difatti la parte settentrionale è caratterizzata da insediamenti arretrati rispetto al mare e attestati su rilievi, mentre, la parte meridionale oggetto d'indagine, si presenta con un abitato caratterizzato da una fitta rete di centri lungo la costa e da una numerosi comuni vicini tra loro. (Fig.1).

Analisi dei fenomeni insediativi costieri

Nel Salento meridionale, attraverso metodi tradizionali di lettura e confronto, emergono differenti fenomeni insediativi che diversificano la costa adriatica da quella ionica. Utilizzando come dato vettoriale l'edificato al 2000 della provincia di Lecce e mediante un'operazione manuale di editing su cartografia IGM è stata prodotta una carta su cui è possibile leggere la condizione insediativa al 1976 e la sua successiva espansione. Lungo la costa ionica a partire dal territorio di Taviano, Racale, Alliste, Ugento è percepibile un'ispessimento e artificializzazione della costa che prima del

1976, presentava solo nuclei compatti (ossia le Marine di queste città). Contrariamente, a seguito delle caratteristiche morfologiche della costa adriatica, il fenomeno di espansione si attesta solo attorno ai nuclei urbani costieri.

Fig. 1. Localizzazione e descrizione insediativa-amministrativa dell'area di studio.

L'impiego di una carta prodotta da operatore, in cui le diacronicità dei fenomeni insediativi emergono utilizzando differenti colori alle due date, rappresenta uno strumento utile nella quantificazione e nella conoscenza delle modalità di espansione degli insediamenti costieri quale supporto per una adeguata pianificazione (Fig. 2).

Costruzione di prodotti cartografici.

Sono state analizzate due scene Landsat TM5 del 19 novembre 1992 e del 23 agosto 2004, frame 187/32, di gran parte del Salento nelle 7 bande multispettrali alla risoluzione spaziale di 30 metri. Al fine di produrre una mappa classificata della scena estraendone i tematismi di interesse mediante classificazione sono stati individuati, fotointerpretando sull'immagine satellitare e validando sulle relative ortofoto, volo IT 2005, 11 classi (aree marine, corpi idrici interni, aree umide interne, macchia, pinete, prateria, aree con vegetazione rada, campi coltivati con e senza albero, urbano, nuvola, ombra). La classificazione supervisionata è stata fatta con classificatore statistico di tipo Maximum Likelihood, cui sono state fornite in input le 7 bande multispettrali. Successivamente si è applicato sulle due immagini classificate un filtro mediano con finestra 3x3 per ridurre gli spot isolati. Si è proceduto all'isolamento, dalle mappe di uso del suolo, della classe di urbano, alla validazione delle stesse e all'eliminazione del rumore mediante confronto su ortofoto. Il prodotto è la carta diacronica dell'urbano completata inserendo il modellato del territorio e il reticolo infrastrutturale (Fig. 3).

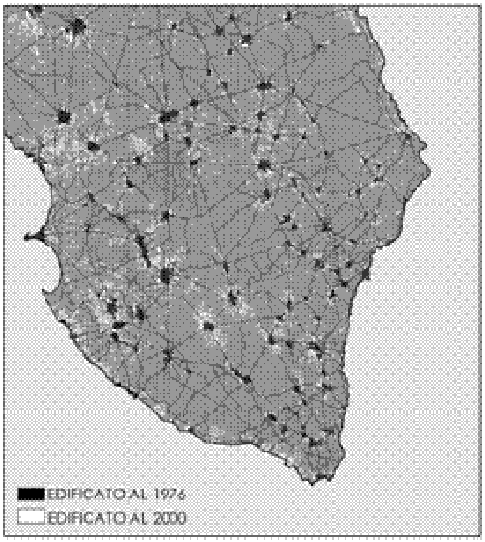


Fig. 2.

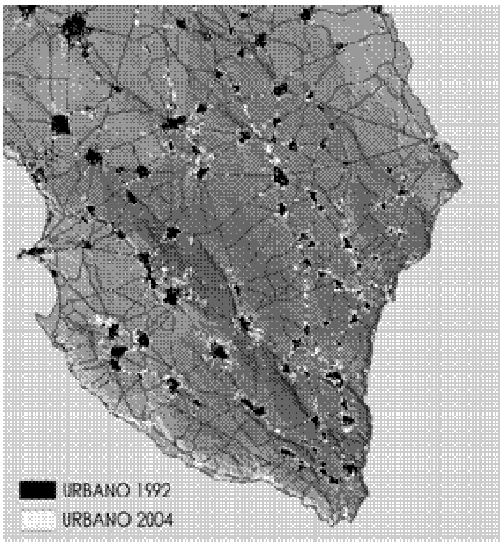


Fig. 3.

Definizione di aree-test

Lo studio è stato condotto utilizzando due differenti metodi di campionatura ossia il primo individua tre sub-aree costiere, caratterizzate da differenti forme di urbano (Fig.5), il secondo utilizza tre transetti territoriali posizionati su di una griglia composta da moduli di 4x4 km (Fig.6). In entrambi i metodi si è inteso analizzare gli insediamenti costieri non isolati ma interfacciati e legati alla spinta delle realtà insediative interne, in quanto le dinamiche costiere del Salento ne sono una loro conseguenza. Questa metodologia, basata sul confronto temporale e spaziale delle sub-aree e dei transetti, porta in parallelo i risultati ottenuti dalle statistiche spaziali, con quelli legati agli andamenti di carattere demografico (dati ricavati dai censimenti ISTAT 1991-2001, andamento della popolazione residente, incremento delle abitazioni occupate e vuote).

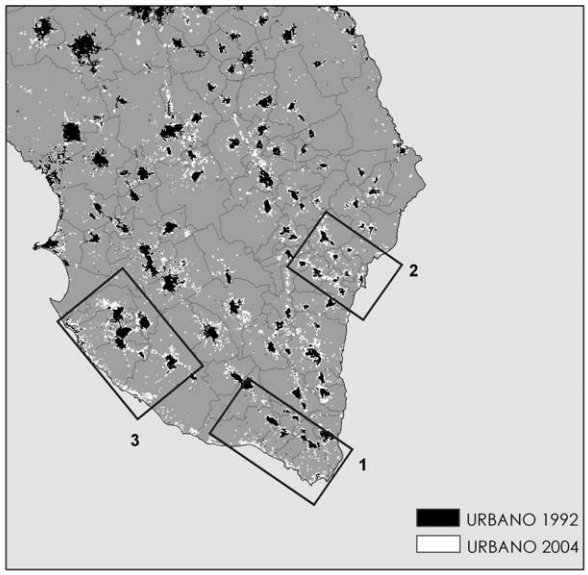


Fig. 4.

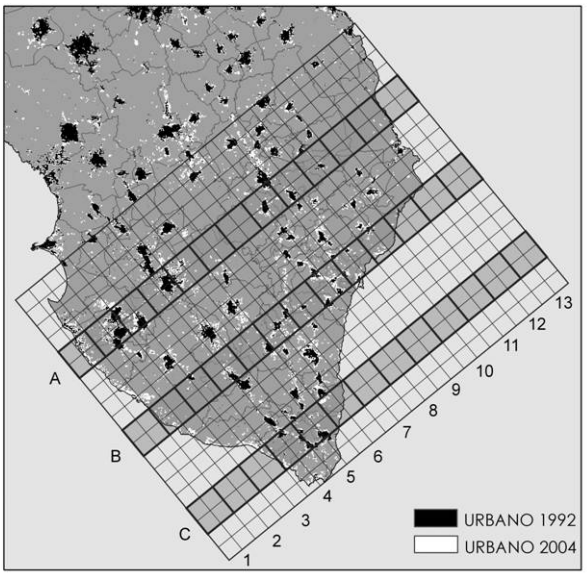


Fig. 5.

Statistica spaziale. Indice di forma

Il dato vettoriale ottenuto in semiautomatico, attraverso l'utilizzo degli strumenti di "Spatial Analyst" del software ArcMap 9.1 è stato convertito in formato raster per poter computare, tra le svariate metriche del software FRAGSTATS, la dimensione frattale (Frac_am) che descrivere la complessità della forma e la frammentazione delle aree edificate ed esprime il rapporto medio tra il perimetro e l'area della "patch i" .

$$FRAC_AM = \frac{2\ln(0{,}25\, p_j)}{\ln a_j}$$

pi = perimetro (m) della patch j.

ai = area (m2) della patch j.

Nei poligoni semplici della geometria euclidea l'indice è uguale a 1, in quelli irregolari il perimetro tende a riempire il piano, per cui esso tende all'area, ossia a 2. I valori alti sono associati a strutture urbane irregolari, ramificate frammentate. Per una migliore comprensione dei risultati, si è ricorso alle potenzialità del software GIS, per cui le mappe di urbano vengono dotate di tabella di attributi implementata dagli indici ricavati.

Risultati

I valori della dimensione frattale del patch delle tre sub-aree sono sia nel 1992 che nel 2004, abbastanza bassi questo dato indica la presenza di insediamenti dalle forme piuttosto regolari e poco frammentati. Dal confronto spaziale degli indici di forma alla data 1992 risulta quale valore più alto, tra le tre aree test, l'indice rilevato nella sub-area 3 ossia quella che circoscrive i comuni di Racale,Taviano Alliste Melissano ed Ugento seguita dalle sub-aree 2 e 3. (Figg. 4-5). Tale risultato rimane invariato anche dal confronto temporale difatti, pur aumentanto i valori di frattalità l'indice più basso rimane quello della sub-area 1, mentre il più alto è dato sempre dalla sub-area 3. Analizzando l'andamento demografico della popolazione residente (Fig 6). si legge un fenomeno di incremento pressoché identico per la sub-area 3 e 2, che se letto considerando la diversa estensione delle aree test, denuncia come la sub-area 2 sia soggetta ad una maggiore pressione antropica; differentemente per l'area test 1 si ha una condizione di stabilità demografica caratterizzata da un lieve decremento nel 2001.

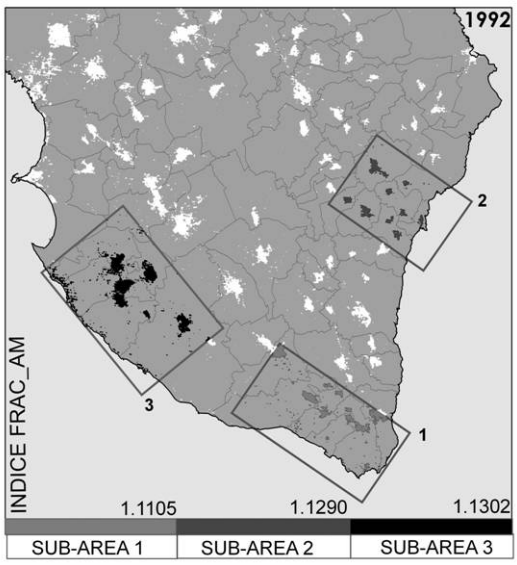


Fig. 6.

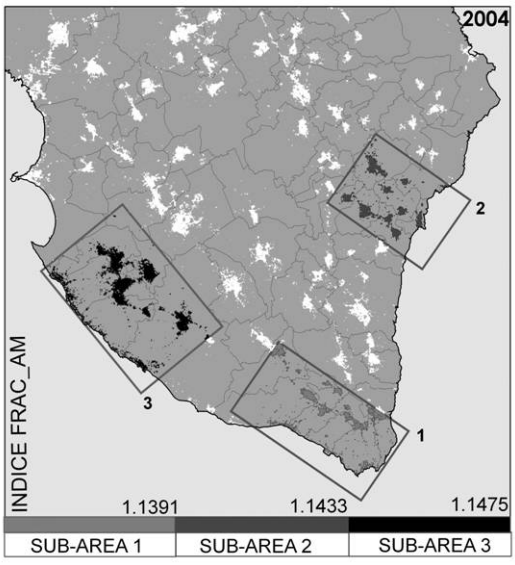


Fig. 7.

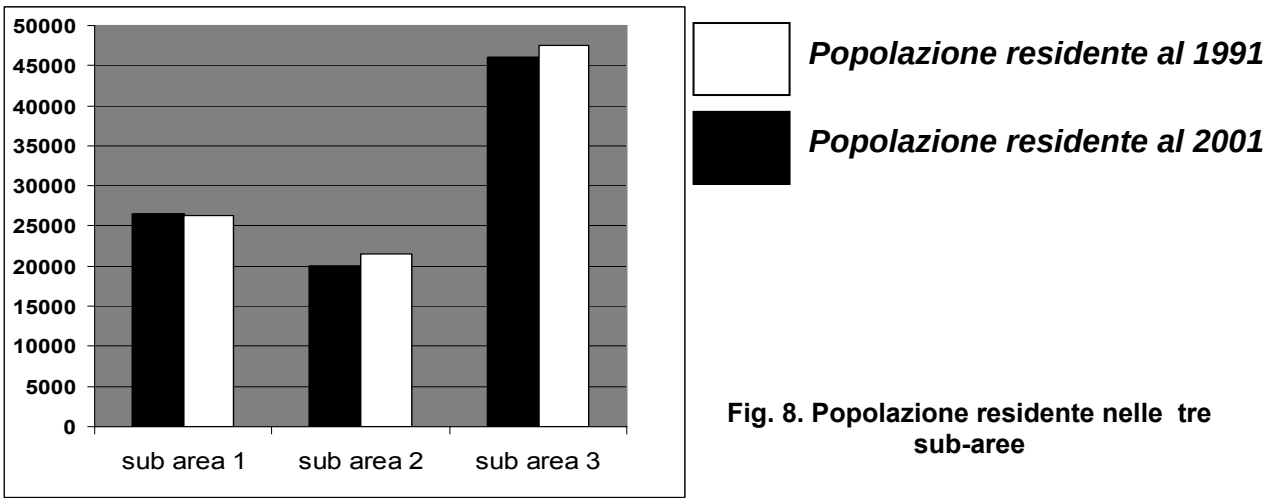


Fig. 8. Popolazione residente nelle tre sub-aree

L'impiego dei transetti territoriali ha permesso di visualizzare e correlare i dati ricavati sugli insediamenti costieri con quelli dell'entroterra; ciò ha prodotto una restituzione non isolata dei valori, ma continua in cui è possibile leggere l'andamento, frattale della forma, delle popolazione residente e delle abitazioni occupate e vuote. Sui tre transetti, è evidente come alle due date di censimento si abbia un maggiore carico insediativo sulla costa ionica, analogamente a quanto accade per la frattalità (Fig 7). Dal confronto temporale, il generale incremento dei valori configura andamento costante del fenomeno rispetto alla prima data di analisi. Significativo è il dato ricavato nel modulo 3 del transetto A dove si registra un incremento della popolazione residente e del valori di frattalità, giustificata dalla conurbazione dei comuni di Racale, Melissano e Taviano. Sempre nel transetto A modulo 1, il fenomeno di ispessimento della costa rilevato su Racale e Alliste non è giustificato con un'incremento della popolazione residente, poiché nel 2001 a fronte di un aumento delle abitazioni totali, vuote e della frattalità, si verifica un decremento della popolazione residente.

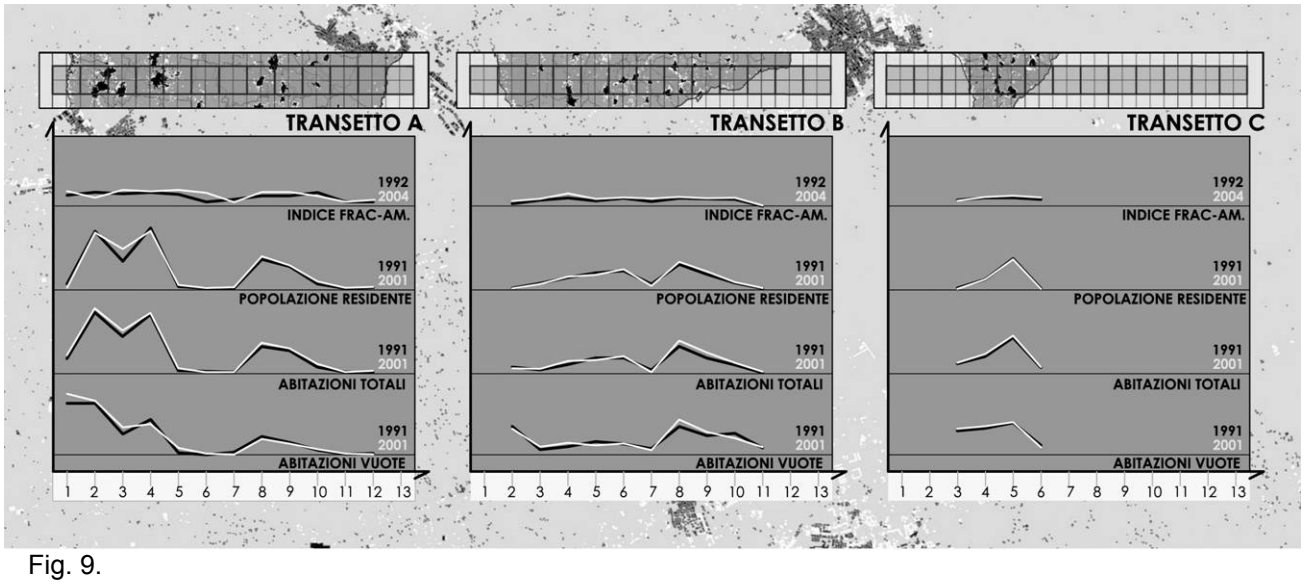


Fig. 9.

Conclusioni

Il metodo di indagine proposto parte dalla descrizione dell'area studio e combinando concetti di remote sensing e landscape ecology con l'analisi delle condizioni socio-demografiche in atto, tenta di creare un database della zona costiera che consenta il monitoraggio continuo delle tendenze in atto. Il dato telerilevato con la costruzione di "mappe dell'urbano" non deve limitarsi a ricavare solo superficie di una certa area ma, occorre associare un sistema integrato di informazioni di natura diversa per garantire una completezza di dati utilizzabili dal pianificatore a più livelli e con maggiore efficacia.

Riferimenti bibliografici

Viganò P. (2001) Territori della nuova modernità. Napoli,2001.
Mininni M. et al. (2008) Turismo sostenibile. (in press).
Bianchin A. ; Bravin L.(2003) Analisi delle dinamiche urbane da immagini Landsat. *Atti della settima conferenza nazionale ASITA*, Verona, 28-31ottobre.
Napolitano P. (2000) Esperienze e potenzialità di utilizzazione dei dati rilevati nell'ambito delle innovazioni della produzione statistica dell'Istat. *Atti della quinta*

VALUTAZIONE DELLA QUALITÀ AMBIENTALE MEDIANTE IMPIEGO INDIRETTO DI BIOINDICATORI

P. Mairota

Dipartimento di Scienze delle Produzioni Vegetali Università degli Studi di Bari
Via G. Amendola 165/A 70126 Bari
e-mail: p.mairota@agr.uniba.it

Environmental quality assessment by bioindicators indirect use
Bioindicators are widely used in environmental quality assessment of river corridors. For large scale studies methods based on the indirect use of bioindicators can be applied in order to limit field survey related costs.
One such a method, yielding the *Index of Landscape Conservation* (ILC), was applied in the case of an ephemeral stream in southern Italy (Lama San Giorgio, central Apulia).
Two distinct taxonomic groups, Carabid beetles and forest Birds, were used to independently assess the relative environmental quality at different levels of the spatial scale range corresponding to the hierarchical organisation of the stream system (individual segments, stream corridor, corridor landscape matrix and watershed), based on a land cover map compiled and validated on purpose following the Corine Land Cover classification (III level). Environmental quality was also compared to landscape configuration by means of a selection of landscape pattern indices.
At higher spatial levels both taxonomic groups yield comparable results, at lower levels, on the contrary, the need emerges of operating with specific bioindicators.
It was confirmed that the relative dominance and pervasiveness of land cover types with high anthropogenic determinism, e.g. landscape fragmentation and diversity, negatively affect environmental quality at all hierarchical levels.

Abstract
Nella valutazione della qualità ambientale, in particolare dei corsi d'acqua, è affermato l'impiego di bioindicatori. Per le analisi di scala vasta, risultando ciò molto oneroso in termini di rilievi sul campo, si può ricorrere a metodi basati sull'utilizzo indiretto dei bioindicatori.
Al bacino della Lama S. Giorgio, nella Puglia centrale, è stato applicato un metodo cartografico basato sul calcolo di un indice (ILC) che misura il grado di qualità ambientale partendo dalla riclassificazione della copertura del suolo in funzione della idoneità ambientale relativa al gruppo tassonomico utilizzato come bioindicatore. Nello studio in esame si è fatto riferimento a due gruppi di biondicatori, coleotteri Carabidi e Uccelli forestali e ad una carta di copertura del suolo appositamente realizzata e validata in precedenza seguendo la classificazione CLC (III livello). l'ILC è stato calcolato a diversa scala territoriale (singoli segmenti e intero corridoio ripariale, matrice del corridoio, bacino idrografico), relativamente e indipendentemente per i Carabidi e gli Uccelli forestali. La qualità ambientale è stata confrontata con la configurazione del paesaggio attraverso indici di *landscape pattern* opportunamente selezionati.
Ai livelli interpretativi superiori si ottengono risultati comparabili per entrambi i gruppi animali, ai livelli inferiori, invece si evidenzia la necessità di utilizzare bioindicatori specifici. Si conferma inoltre come la dominanza relativa e la pervasività di coperture

del suolo a forte determinismo antropico (frammentazione e diversità del paesaggio) influenzino negativamente la qualità ambientale.

Introduzione

Le metodologie valutazione della qualità ambientale dei sistemi fluviali mediante indicatori, in seguito al dibattito sviluppatosi a partire dai primi anni ottanta del secolo scorso, si avvalgono oggi, oltre che di soli indicatori di tipo biologico (*Extended Biotic Index,* Ghetti, 1997), anche di indicatori naturalistico-ecologici (*Riparian Channel and Environmental Inventory* Petersen, 1992; *Riparian Habitat Survey* SEPA, 2003; Indice di Funzionalità Fluviale, Siligardi *et al.* 2000; *Buffer Strip Index*, *Wild State Index*, Braioni e Penna, 1998), e paesistici (*Environmental Landscape Index* Braioni e Penna, 1998). Questi metodi sono fondati sul rilievo di un numeroso insieme di parametri (prevalentemente qualitativi) su unità campionarie (peraltro definite in dettaglio solo per BSI, WSI e RHS) dell'ordine del 50-100 m, e su sistemi di assegnazione di punteggi.

Nelle analisi ecopaesistiche finalizzate alla definizione degli obiettivi strategici della gestione, che costituisce il primo livello della pianificazione gerarchica (*hierarchical planning*), Session e Bettinger 2004; Baskent e Keles 2005), in cui vengono individuati un livello interpretativo di riferimento (*landscape scale*), e livelli interpretativi ausiliari di contesto, tali metodi risultano poco adatti. Infatti, il loro impiego comporterebbe un notevole investimento campionario, tra l'altro non giustificato per la difficoltà di conversione di dati qualitativi in dati quantitativi adatti al trattamento statistico.

L'ambito geografico (figura 1a) cui è riferito il presente lavoro è quello del bacino idrografico della Lama San Giorgio, nella Puglia centrale, rappresentativo, in ambito regionale e mediterraneo di della tipologia di bacino calcareo e del regime effimero dei deflussi. Di recente il solco erosivo di Lama San Giorgio e parte del suo bacino sono stati individuati come Area Protetta Regionale, ai sensi della LR 19/97. Nella fase di preliminare dell'iter istitutivo è stato redatto il "*Piano di settore territoriale per la tutela e la conservazione dell'area naturale protetta Lama di San Giorgio*(BA)" (Martinelli *et al*. 2001), finalizzato alla sistematizzazione del quadro delle conoscenze, alla definizione di ipotesi di perimetrazione e zonizzazione ed alla formulazione di indirizzi normativi.

Nel caso in esame l'intero corridoio ripariale (figura 1c) rappresenta la *landscape scale* e quelle dell'intero sistema idrografico (figura 1b) e del segmento di corso d'acqua (figura 1d) i livelli interpretativi ausiliari. Si propone, quindi, il ricorso ad un metodo cartografico che consente il computo di un indice sintetico sulla base di una riclassificazione della copertura del suolo secondo un gradiente di degrado ambientale decrescente (concettualmente corrispondente ad un gradiente di idoneità ambientale potenziale crescente), stabilito in funzione della sensitività relativa del gruppo tassonomico utilizzato come bioindicatore.

Materiali e metodi

È stata adottata la metodologia proposta da Pizzolotto e Brandmayr (1996).

Quali bioindicatori, si è fatto riferimento sia ai coleotteri Carabidi, come nella formulazione originale, sia a quello degli Uccelli forestali (Mairota 2007). Le specie ornitiche forestali, sono infatti indicatrici di certe caratteristiche di biodiversità del particolare dell'ambito territoriale studiato che rappresentano l'oggetto principale della strategia politica di indirizzo della gestione per quei luoghi, istituiti in area protetta regionale, Cf. Martinelli *et al.* 2001). Per queste specie esistono, relativamente all'area

in esame, informazioni circa la effettiva distribuzione, necessità di habitat, consistenza delle popolazioni e caratteristiche delle comunità (Martinelli *et al.* 2001, Mairota, 2007).

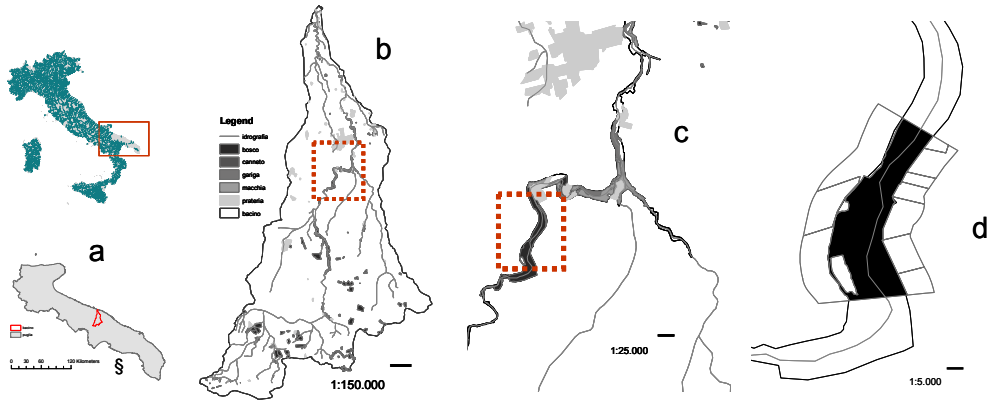


Figura 1 Ambito geografico di studio (a) e livelli interpretativi: sistema idrografico (b), corridoio ripariale (c) e segmento (d).

È stata riclassificata una carta di copertura del suolo appositamente realizzata seguendo la classificazione CLC - III livello (Martinelli *et al.* 2001) e validata (Mairota 2007), facendo riferimento a gradienti di degrado ambientale, specifici per ciascun gruppo di specie, espressi in una scala a 9 classi (da 1 a 9). Tali gradienti sono stati rispettivamente proposti da Pizzolotto e Brandmayr (1996) per i Carabidi e da Mairota (2007) per gli Uccelli forestali. Questi risultano estesi dalle coperture del suolo a maggiore determinismo antropico a quelle a più elevata naturalità (tabella 1).

È stato quindi computato (1) l'*Index of Landscape Conservation* (ILC), variabile tra 0 e 1, e proporzionale all'importanza relativa delle coperture a maggior grado di naturalità. Tale indice è sintetizzabile graficamente (*Graphical Pattern of Landscape Conservation State* GPLC) diagrammando le percentuali cumulate di territorio occupate da ciascuna categoria, ordinate secondo il degrado decrescente. l'ICL e la GPLC sono stati ottenuti per i diversi livelli interpretativi individuati e per entrambi i gruppi animali scelti come bioindicatori.

Per evidenziare le variazioni l'ICL e la GPLC dipendenti dalla differente influenza del corridoio ripariale alle diverse scale, è stata mantenuta costante la grana (risoluzione spaziale della carta di copertura del suolo con *smallest mappable unit*, SMU = 0,5 ha) e variata l'estensione territoriale. Le diverse estensioni corrispondono: all'intero sistema/bacino idrografico; al corridoio ripariale sia alla scala di corridoio ripariale *ss* (corrispondente ad una fascia dell'ampiezza di 100 m rispetto al ciglio della lama), sia a quella della sua matrice paesistica (corrispondente ad un transetto bidimensionale dell'ampiezza di 2500 m e di lunghezza pari a quella dell'asta principale del corso d'acqua e coassiale rispetto a questa); al segmento di corso d'acqua. In particolare, nel caso della matrice del corridoio, la metodologia è stata applicata a ciascuno dei elementi rettangolari (2,5 x 1,5 Km) in cui questa era stata suddivisa Mairota (2007); nel caso del corridoio *ss*, a ciascuno dei poligoni individuati dall'intersezione di tale fascia

con gli elementi suddetti. Nel caso del livello interpretativo del segmento di corso d'acqua, si fa riferimento a Mairota (2007) per le scelte relative alla definizione dell'insieme campionario e per le questioni metodologiche relative alla dipendenza dalla scala della eterogeneità spaziale, grana ed estensione, considerazione della complessità topografica. A questo livello interpretativo, attraverso matrici di correlazione (Pearson, *p≤0.05*) sono state studiate le relazioni tra la qualità ambientale di ciascun segmento con le caratteristiche fisiografiche del corso d'acqua (ampiezza del ciglio, intesa come distanza tra le sponde, e pendenza media delle sponde) del segmento stesso. Inoltre, sono state studiate le relazioni tra la qualità ambientale e la configurazione del paesaggio, già analizzata (Mairota 2007) attraverso indici di LPI per ciascun segmento.

Per analogia alle metodologie del BSI/WSI e del IFF, alle quattro categorie (ILC>70, 60≤ILC≤70, 50≤ILC≤60, 40≤ILC≤50) proposte da Pizzolotto e Brandmayr (1996) ne è stata aggiunta una quinta (ILC<40) e a ciascuna categoria sono stati assegnati similmente sia un livello ed un giudizio di qualità sia un colore convenzionale (I buono-blu, II discreto-verde, III medio-giallo, IV modesto arancione, V scarso-rosso).

codice CLC	descrizione	ILCc	ILCu
111	tessuto urbano continuo	1	1
112	tessuto urbano discontinuo	1	2
112	tessuto urbano discontinuo e aperto	2	2
122	reti stradali	1	1
131	cave, discariche e altre arre artificiali non associate a usi agricoli	2	1
141	verde urbano	3	8
211	seminativi	4	1
221	signeti	3	1
223	oliveti e altre colture arboree	5	7
241	agricoltura mista a prevalenza di colture erbacee	4	2
242	complessi di vegetazione agricola	5	4
311	boschi aperti e boscaglie	9	9
311	formazione di latifoglie termofile	9	9
311	siepi, filari e fasce boscate	7	9
321	vegetazione a prevalenza di specie erbacee	6	2
322	macchie	7	8
322	garighe	7	8
333	spazi con vegetazione quasi nulla	2	1
411	zone umide	8	2

Tabella 1 – Qualità ambientale delle coperture del suolo per i carabidi (ILCc) e per gli uccelli forestali (ILCu).

$$A = \sum_{i=1}^{nc} x_i - 100$$
$$A_{\max} = 100 * (nc - 1)$$
$$ILC = 1 - (A / A_{\max}) \qquad \textbf{(1)}$$

con *nc* = numero categorie.

Risultati

Sia al livello interpretativo di sistema idrografico, sia a quello del corridoio, con riferimento alla sua matrice, la qualità ambientale, per i Carabidi e per gli Uccelli forestali, risulta modesta o scarsa (ICLc bacino = 0,40, ICLc matrice 0,38; ICLu bacino 0,35, ICLu matrice = 0,40) per la relativa dominanza di coperture del suolo ad alto e medio determinismo antropico e ridotta importanza delle componenti a maggior grado di

naturalità. Risulta invece più elevata al livello di corridoio *ss* (fascia di dei 100 m dal ciglio della lama) con ICLc ciglio 0, 48; ICLu ciglio 0,40.

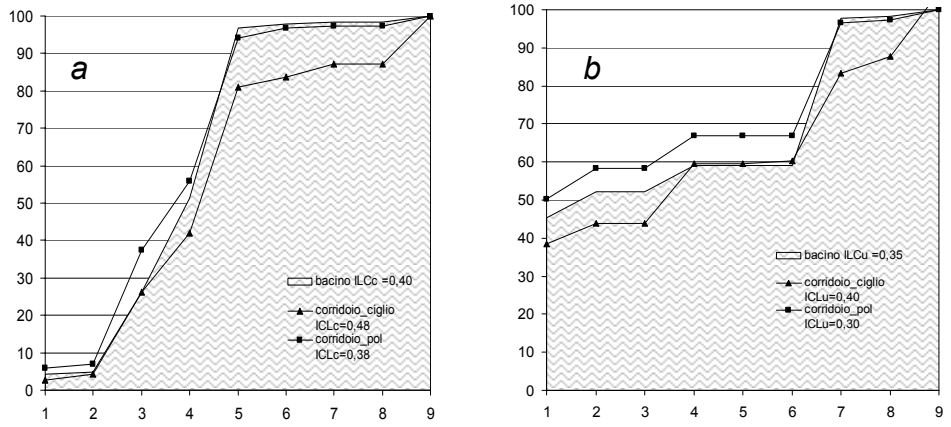


Figura 2 - *Graphical Pattern of Landscape Conservation State* (GPLC) per il sistema idrografico e il corridoio ripariale (matrice ■ e corridoio ss ▲) per i carabidi (a) e gli uccelli forestali (b).

La qualità ambientale del corridoio *ss*, che varia lungo il suo sviluppo, risulta influenzata da quella matrice, come dimostra l'esistenza, sia nel caso dei Carabidi (ICLc), sia nel caso degli Uccelli forestali (ICLu), di una relazione positiva tra i valori dell'indice, computati per gli elementi del transetto bidimensionale e quelli della fascia dei 100 m dal ciglio (figura 3).

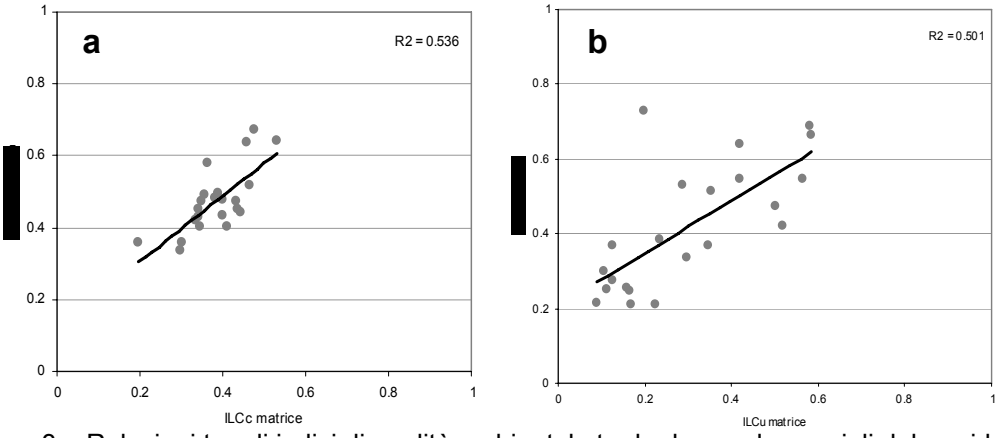


Figura 3 – Relazioni tra gli indici di qualità ambientale tra le due scale spaziali del corridoio ripariale (matrice e corridoio ss) per i carabidi (a) e gli uccelli forestali (b).

Il grado della correlazione diminuisce sensibilmente (figura 4) quando si confrontano, nell'ambito del livello interpretativo del corridoio ripariale, i valori degli indici relativi a Carabidi e Uccelli forestali alla scala di matrice rispetto e quelli alla scala del corridoio *ss*. Questo sembra indicare una propria specificità dei bioindicatori a scala di maggiore dettaglio.

La maggiore influenza antropica rispetto a quella morfodinamica sul determinismo di questo paesaggio è indirettamente confermata dalla assenza di una relazione significativa ($p \leq 0.05$) tra i valori dell'indice, sia rispetto ai Carabidi sia rispetto agli Uccelli forestali, e l'ampiezza media e le caratteristiche fisiografiche del ciglio.

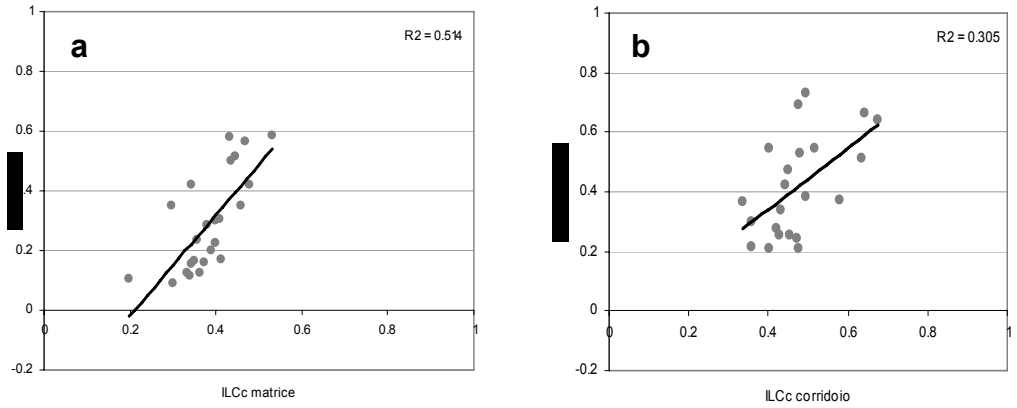


Figura 4 – Relazioni tra gli indici di qualità ambientale relativi ai carabidi e gli uccelli forestali alle due scale spaziali del corridoio ripariale: matrice (a) e corridoio ss (b).

I coefficienti di correlazione (tabella 1) tra la qualità ambientale, sia per i Carabidi (ILCc) sia per gli Uccelli forestali (ILCu), e alcuni degli indici di configurazione del paesaggio, computati al *landscape level* per ciascun segmento, evidenziano la sensibilità (relazione diretta e significativa) dell'indice di qualità del paesaggio rispetto alla connessione spaziale delle *patch* omologhe (COHESION). In entrambi i casi è anche significativa la relazione negativa tra indice di qualità ambientale e gli indici di densità delle *patch* (PD) e densità dei margini (ED), che si riferiscono alla frammentazione. L'ILCu, inoltre, si dimostra più sensibile rispetto ad altri indici di *landscape pattern*, quali quelli indicanti la presenza di *patch* di maggiori dimensioni (LPI e AREA_AM) e la connessione spaziale del paesaggio (CONTAGION), mostrando con questi una relazione significativa diretta, e quello di diversità (SHDI), con il quale mostra una relazione significativa indiretta.

Tabella 1 – Coefficienti di correlazione tra indici di qualità ambientale per i carabidi (ILCc) e per rispetto gli uccelli forestali (ILCu)e indici di landscape pattern computati al *landscape level* per ciascun segmento.

p 0.05	*ILCc*	*ILCu*
PD	**-0.714**	**-0.722**
LPI	0.376	**0.757**
ED	**-0.600**	**-0.713**
AREA_AM	0.412	**0.856**
SHAPE_AM	-0.017	0.287
IJI	-0.251	-0.061
COHESION	**0.668**	**0.718**
AI	0.492	0.345
CONTAG	0.009	**0.569**
SHDI	-0.370	**-0.617**

Discussione

Da un punto di vista teorico e metodologico il presente lavoro si inserisce nell'ampio filone della ricerca ecologica alla scala di paesaggio finalizzata all'investigazione delle implicazioni, sia ecologiche sia pianificatorie e gestionali, della natura gerarchica, nello

spazio e nel tempo, dei sistemi ecologici complessi (O'Neill *et al.* 1986, Wiens 1989, Milne 1991, Levin, 1992).

Rispetto alla definizione degli obiettivi strategici della pianificazione gerarchica alla scala di paesaggio (Session e Bettinger 2004; Baskent e Keles 2005), il corridoio ripariale studiato si presenta per gran parte, in una condizione intermedia tra la bassa qualità e il degrado, rispettivamente corrispondenti alle strategie della *mitigazione* e del *ripristino* (Boon 1992). La prima consiste nella necessità di regolamentare e accompagnare le attività umane esistenti con misure che consentano la sopravvivenza degli habitat e degli organismi, la seconda nella creazione *ex novo* o nel restauro di habitat allo scopo di favorire la ripresa delle popolazioni rimanenti e la colonizzazione da parte di altre. Per una limitata parte del corridoio ripariale della Lama San Giorgio, per la quale sono state accertate condizioni relativamente migliori, potrà essere perseguita la strategia gestionale della *limitazione* (Boon 1992) delle attività umane.

Ciò rappresenta una verifica delle ipotesi generali di zonazione e disciplina dell'area protetta (Martinelli *et al.* 2001), e si configura anche come una chiave di lettura per il monitoraggio dei futuri interventi di mitigazione e ripristino ambientale.

Inoltre rispetto al livello "tattico" in cui sia articola successivamente il modello della pianificazione gerarchica, questo studio fornisce una base conoscitiva relativa alla distribuzione e configurazione degli habitat residuali, ma anche informazioni circa la più opportuna localizzazione, alla scala di segmento, e il grado di priorità delle varie opzioni strategiche, e conseguentemente la definizione della programmazione nel tempo degli interventi di ripristino. Infine, rispetto al livello operativo, l'ultimo della gerarchia pianificatoria, cui attengono le questioni relative alla tipologia degli interventi da realizzare, a sua volta propedeutico alla progettazione, l'approccio gerarchico e transcalare adottato nella ricerca potrà essere proficuamente trasmutato, definendo la *landscape scale* in funzione del dominio spazio-temporale dello specifico problema affrontato (Papadimitriou e Mairota 1996).

A ciascuno dei livelli interpretativi, infatti emergono questioni proprie di una prospettiva di volta in volta sinecologica (Palmer *et al.* 1997) o demoecologica (Montalvo *et al.* 1997, Williams *et al.* 2006, Tittler *et al.* 2006). La conferma che tali questioni possano essere tenute in conto solo spostando di volta in volta la *landscape scale*, la finestra di osservazione (nel caso specifico, dal corridoio ripariale al segmento di corso d'acqua e al tratto di corso d'acqua), è fornita dalla evidenza riscontrata attraverso le relazioni tra gli indici di qualità ambientale impiegati, basati su bioindicatori appartenenti a gruppi tassonomici differenti, che dimostrano come la scelta della scala spaziale di lavoro influenzi quella dei bioindicatori.

Riferimenti bibliografici

Baskent E.Z., Keles S., 2005 Spatial forest planning: A review. Ecological Modelling 188:145-173

Boon P.J. 1992. Essential elements in the case for river conservation. In: P.J. Boon P.J., Calow P., Petts G.E. [Eds.] 1992, River conservation and management, John Wiley & Chichester pp. 11–33.

Braioni M.G., Penna G. [Eds.], 1998. I nuovi Indici ambientali sintetici di valutazione della qualità delle rive e delle aree riparie: Wild State Index, Buffer Strip Index, Environmental Landscape Index: il metodo. Biologia Ambientale, 6: 1-47.

Ghetti P.F.,1997 - *Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti diacque correnti. Manuale di applicazione*. Provincia Autonoma di Trento, Trento

Levin S.A. 1992 The problem of scale in ecology. Ecology 73:1943-1967

Mairota P. 2007. *Corridoi ripariali dei corsi d'acqua effimeri mediterranei: valutazione delle funzioni ecologiche nel paesaggio e potenzialità per la tutela ambientale nella pianificazione territoriale. Il caso della Lama San Giorgio nella Puglia centrale*. Tesi di Dottorato di Ricerca in Ecologia Forestale XVII Ciclo. 27 aprile 2007. (pp. 1-161). Università della Tuscia Viterbo

Martinelli N., Mininni Mv., Bernardoni A., Mairota P., Riccardi A., Carnimeo V.R., Labate L., Lamacchia M.R., Lasalandra F., Maggiore M., Moccia C., Sallustro D., Sisto R., Tedesco C. 2001, *Documento di Programmazione e Normativa per la Redazione del Piano di Settore Territoriale per la Tutela e la Conservazione dell'Area Naturale Protetta A6-Lama San Giorgio (Triggiano)*. Provincia di Bari, Assessorato all'Ecologia all'ambiente e alla Protezione Civile.

Milne B.T. 1991. Lessons from applying fractal models to landscape patterns. In: Turner M.G., Gardner R.H. [Eds.] *Quantitative Methods in Landscape Ecology*, pp. 199-235. Springer- Verlag, New York

Montalvo A.M., Williams Rice S.L., Buchmann S.L., Cory C., Handel S.N., Nabhan G.P., Primack R., Robichaux R.H. 1997 Restoration Biology: A ppulation bology perspective Restoration Ecology 5 (4): 277–290

O'Neill R.V., De Angelis D.L., Waide J.B., Allen T.F.H. 1986 *A Hierarchical Concept of Ecosystems*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey

Palmer M.A., Ambrose R.F., LeRoy Poff N. 1997 Ecological theory and community restoration ecology. Restoration Ecology 5 (4): 291–300.

Papadimitriou F., Mairota P. 1996 Spatial scale-dependent policy planning for land management in southern Europe. In: Proceedings of the Conference: Global to Local: Ecological Land Classification, 15-18 August, 1994. Ontario, Canada, Environmental Monitoring 39(1/3): 47-57 ISBN 0-7923-3966-5

Petersen R.C. Jr. 1992. The RCE: a Riparian, Channel, and Environmental Inventory for small streams in the agricultural landscape. Freshwater Biology 27: 295-306.

Pizzolotto R., Brandmayr P.1996 An index to evacuate landscape conservation state based on land-use pattern analysis and geographic information system techniques. Coenoses 11:37-44. Scottish Environmental Protection Agency 2003 River Habitat Survey in Britain

Sessions, J., Bettinger, P., 2004. Hierarchical planning: pathway to the future? http://www.cfr.washington.edu/Outreach/Postprefor/Sessions%20final.pdf.

Siligardi M., Bernabei S., Cappelletti C., Chierici E., Ciutti F., Egaddi F., Franceschini A., Maiolini B., Mancini L., Minciardi M.R., Monauni C., Rossi G., Sansoni G., Spaggiari R., Zanetti M. 2000 - *I.F.F. Indice di Funzionalità Fluviale*. Agenzia Nazionale per la Protezione dell'ambiente (ANPA)

Tittler R. Fahrig L., Villard M.A., 2006 Evidence of large-scale source–sink dynamics and long-distance dispersal among Wood thrush populations. Ecology 87(12): 3029–3036

Wiens J.A. 1989 Spatial scaling in ecology. Functional Ecology 3:385–397.

Williams N.S.G., Morgan J.W., McCarthy M.A., McDonnell M.J., 2006 Local extinction of grassland plants: the landscape matrix is more important than patch attributes. Ecology 87(12): 3000–3006.

ANALISI PAESAGGISTICA PER LA INDIVIDUAZIONE DI AREE DI ATTENZIONE PER LA PIANIFICAZIONE DEL SISTEMA DELLE AREE NATURALI PROTETTE REGIONALI DEL LAZIO

M. Bruschi [1], E.Peroni[2] e N. Benedetti [2]

[1]Agenzia Regionale per i Parchi, Via del Pescaccio, 96/98, Roma, 00166, Italia e-mail: bruschi.arp@parchilazio.it
[2] Agenzia Regionale per i Parchi, Via del Pescaccio, 96/98, Roma, 00166, Italia e-mail: n.benedetti@parchilazio.it; peroni.arp@parchilazio.it

---

Landscape Analysis For The Individuation Of Sensible Areas In Planning For The Protected Areas System Of Lazio Region

Favourite bedtime stories, read by parents, were investigated for their frequency of use as an index of popularity by the 3-4 age group. Stories were graded for traditional content, fluffy animals, violence, improbability, length and text-to-picture ratio. Data were analysed using state-of-the-art rule of thumb, and multifaceted infrastructural multivariate techniques.

Stories showed little correlation with fluffy animals, violence and improbability but were strongly associated with length of story, traditional content and funny voices. A strong counter-trend, based on the tiredness of parents, was established in the text-to-picture ratio. Methods of reducing story frequency per night are discussed.

Abstract

La Regione Lazio sta predisponendo, con il supporto dell'Agenzia Regionale Parchi, l'aggiornamento del Piano Regionale delle Aree Naturali Protette (art. 7 della Legge Regionale n. 29/1997).

Nell'ambito degli studi per la pianificazione del sistema di aree protette della regione Lazio è stata condotta una indagine sperimentale che utilizza i dati della CUS Lazio e della carta delle tipologie di paesaggio presenti nella regione ricavabili dalla Carta della Natura 1:250'000 (APAT, 2003) per indagare il sistema a due scale e secondo due modalità complementari: 1) alla scala regionale, per la valutazione quantitativa della rappresentatività del sistema delle aree protette rispetto alle tipologie di paesaggio regionali; 2) alla scala locale, individuando *patches* di presumibile particolare valore ambientale nell'ambito delle diverse tipologie di paesaggio per la verifica locale della copertura degli istituti di tutela ambientale esistenti (aree naturali protette, aree della rete Natura2000, ecc.).

I risultati conseguiti forniscono informazioni di primo approfondimento per l'individuazione delle aree rilevanti per la definizione della Rete Ecologica Regionale e per l'evoluzione del sistema della aree naturali protette regionali.

Obiettivi e riferimenti

Il Piano Regionale delle Aree Naturali Protette (PRANP) è lo strumento previsto dall'art. 7 della LR 29/1997 per identificare nell'ambito del territorio della Regione Lazio:

- le aree da assoggettare a tutela ambientale mediante l'istituzione di aree protette;

- la rete ecologica regionale (RER), *sensu* art. 3 DPR 357/1997, costituita dalle aree Natura2000 e dalle loro connessioni.

Il PRANP è un piano di settore che costituisce parte integrante del Piano Territoriale Generale Regionale, lo strumento di programmazione territoriale generale della regione previsto dalla legge urbanistica regionale n. 38/1999.

La Giunta Regionale ha adottato nel 1993 uno Schema di Piano Parchi (DGR n. 11746 del 29/12/1993), redatto ai sensi della LR 46/1977 (ora superata dalla LR 29/1997). Lo Schema 1993, non approvato dal Consiglio regionale, è stato assunto come documento di indirizzi per l'istituzione di nuove aree protette dalla LR 29/1997 (art. 46). Uno stralcio dello Schema è rappresentato dalle aree protette istituite dall'art. 43 della stessa LR 29/1997.

Dalla fine del 2001 l'Agenzia regionale per i Parchi (ARP) è attiva a supporto dell'agamento dello Schema 1993 alla LR 29/1997. Un Documento Tecnico per l'aggiornamento redatto dall'ARP è stato approvato dalla Giunta Regionale con la DGR n. 1100 del 02.08.2002 e, sulla scorta del programma di lavoro in esso contenuto, si sta proseguendo nella predisposizione del quadro conoscitivo e valutativo per il PRANP.

Nell'ambito dell'attività di pianificazione del Sistema regionale delle aree naturali protette del Lazio (SRANP), l'ARP ha quindi elaborato nel 2007 uno studio per la riorganizzazione del sistema stesso[67]. Lo studio introduce l'utilizzazione di strumenti cartografici in ambiente GIS per la valutazione quantitativa e qualitativa del sistema delle aree protette del Lazio in termini di rappresentatività ed adeguatezza (IUCN-WCPA, 1998):

Rappresentatività: inclusione degli esempi di maggiore livello qualitativo delle tipologie ambientali della regione; inclusione di aree che realizzano un campione bilanciato e significativo dell'ambiente che si propongono di rappresentare (ambiente regionale del Lazio);

Adeguatezza: integrità, sufficiente estensione spaziale, efficace dislocazione reciproca e coordinamento gestionale delle aree protette, in termini di sostegno ai processi ambientali ed alle specie, popolazioni e comunità che formano il patrimonio di biodiversità della regione

Il metodo qui illustrato, sviluppato nell'ambito del citato studio per la riorganizzazione del sistema regionale[68], ha avuto l'obiettivo generale di fornire uno strumento di supporto alle decisioni per l'individuazione delle aree da sottoporre a tutela e per la definizione delle relative priorità.

Considerato il campo di applicazione e la relativa scala di riferimento precipui del PRANP (aree protette regionali e rete ecologica regionale) sono stati assunti: come punto di partenza per le indagini, il sistema delle aree protette regionali, e come riferimento metodologico generale, oltre alle citate linee guida IUCN, le linee guida APAT per la Gestione delle aree di collegamento ecologico funzionale (APAT, 2003),

[67] ARP, 2007, *Studio per la riorganizzazione del Sistema delle aree protette regionali* – Coordinatori: M. Bruschi, S. Sarrocco – gruppo di lavoro: E. Peroni; C. Fattori; D. Mancinella; M. Scalisi; I. Pizzol; A. Monaco; D. Capizzi; I. Egidi; G. Villetti; C. D'Uffizi; G. De Prisco; K. Santia; G. Galfano; F. Pesciaroli; V. Aloi.

[68] La metodologia, affinata con il contributo di tutto il gruppo di lavoro, è stata originariamente sviluppata dai due coordinatori.

nelle quali si definisce, tra l'altro, la rete ecologica come "sistema di parchi e riserve, inseriti in un sistema coordinato di infrastrutture e servizi" (p. 20).

Per completezza, si è ritenuto necessario estendere l'indagine alla ricerca di elementi naturali residuali (*patches*), anche di piccole dimensioni, di presumibile interesse nell'ambito di un approccio conservazionistico alla pianificazione dello sviluppo del sistema e alla definizione della RER (C. Battisti & B. Romano B., 2007).

Definito così il campo problematico, è emerso come nodo centrale quello dell'elaborazione di una metodologia di indagine e valutazione che fosse in grado di superare il problema della divaricazione fra le due scale in gioco e che risultasse applicabile sotto la duplice condizione dell'interfacciabilità dei risultati con gli altri strumenti della pianificazione regionale previsti per la materia paesaggistica e ambientale - primo fra tutti il Piano Paesaggistico Generale Regionale[69] - e della disponibilità di dati di base omogenei su tutto il territorio regionale.

La scelta delle fonti informative da utilizzare è quindi caduta:

- sulla Carta della natura 1:250'000 elaborata dall'APAT nell'ambito del Sistema informativo della natura del Ministero dell'Ambiente, dalla quale sono state estrapolate le 121 "Unità di Paesaggio" presenti nella regione, corrispondenti a 17 delle 37 Tipologie di Paesaggio individuate a livello nazionale;
- sulla Carta dell'Uso del Suolo elaborata dal Dipartimento Territorio della Regione Lazio, basata sulla legenda CORINE e realizzata con una unità minima cartografabile di 1 ha.

Inoltre, per le elaborazioni in ambiente GIS sono stati utilizzati gli strati informativi relativi alle aree protette regionali, alle aree della Rete Natura2000 e ad altri tipi e livelli di dispositivi di tutela.

La metodologia è stata sviluppata per indagare il sistema a due scale e secondo due modalità complementari: 1) alla scala regionale, per la valutazione quantitativa della rappresentatività del sistema delle aree protette rispetto alle tipologie di paesaggio regionali, per consentire un primo affinamento "qualitativo" del dato "quantitativo" di raffronto tra la superficie territoriale regionale e la superficie delle aree protette; 2) alla scala locale, individuando *patches* di presumibile particolare valore ambientale nell'ambito delle diverse tipologie di paesaggio per la successiva verifica puntuale della qualità dei siti, della loro funzione ecologica e della efficacia degli istituti di tutela ambientale eventualmente esistenti.

In entrambi i casi, sono stati utilizzati metodi di indagine eminentemente quantitativi.

Applicazione

In termini operativi, lo sviluppo del progetto ha portato prima ad analizzare il sistema esistente (e quello prefigurato dallo Schema 1993) sotto il profilo del bilanciamento quantitativo del campione delle aree protette rispetto alla varietà dei paesaggi regionali, per poi completare l'informazione con l'applicazione di un "filtro" idoneo alla ricerca delle aree residuali di ipotetico alto valore ambientale.

[69] Il PTPR della Regione Lazio è stato adottato con la Deliberazione della Giunta Regionale n. 1025 del 21/12/2007 e pubblicato sul B.U.R.L. n. 14 del 14/02/2008 – S.O. n. 16, e quindi non era stato ancora adottato nel settembre 2007, data di chiusura dello studio ARP per il PRANP.

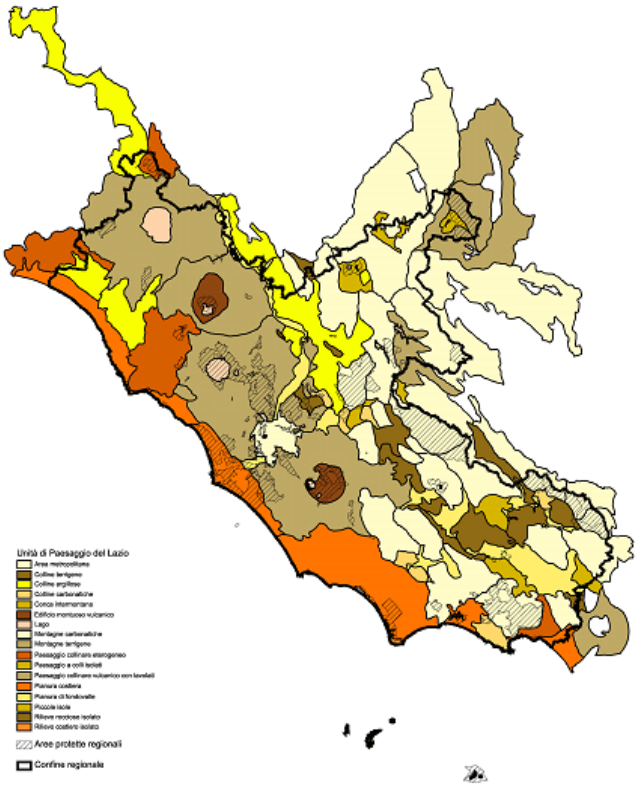


Fig. 1 – Le Unità di Paesaggio e il Sistema delle aree protette regionali

Valutazione quantitativa della rappresentatività del sistema delle aree protette esistente e previsto dallo Schema del 1993

L'applicazione del primo passo del metodo ha comportato una serie di elaborazioni:

- la verifica della rappresentatività del sistema esistente, per rispondere al quesito: *il sistema delle aree protette attuale rappresenta in modo equilibrato i paesaggi regionali?*;
- la verifica della rappresentatività dello Schema 1993, per rispondere al quesito: *lo Schema 1993 rappresenta(va) in modo equilibrato i paesaggi regionali?*;
- la verifica della rappresentatività del residuo non istituito dello Schema 1993, per rispondere al quesito: c*ompletando le istituzioni secondo le previsioni dello Schema 1993 è possibile perseguire il riequilibrio del sistema delle aree protette attuale?*.

É stato necessario produrre preliminarmente gli strati informativi relativi all'intersezione (*intersect*) del sistema delle aree protette attuale, dello Schema 1993 e del residuo non istituito dello stesso Schema (realizzato mediante sottrazione – *erase* - del sistema attuale allo Schema 1993) con le unita di paesaggio della Carta delle Natura. Lo strato informativo di incrocio del sistema delle aree protette attuale con le unità di paesaggio è riprodotto in figura 1.

Per effettuare operativamente le verifiche si è proceduto come segue. Sono state calcolate le percentuali di superficie di ogni tipologia di paesaggio rispetto al totale del territorio regionale per ciascuna delle 17 tipologie di paesaggio regionali identificate nella Carta della Natura 1:250.000. Gli stessi valori sono stati calcolati rispetto al totale del territorio delle aree protette, al sistema di aree protette delineato nello Schema del 1993 ed alla differenza tra i due. Quale indicatore quantitativo del bilanciamento del sistema è stata assunta la differenza tra i due valori percentuali. Così, valori prossimi allo 0 indicano quantità di territori protetti classificati in una data tipologia di paesaggio confrontabili con i valori di superficie regionale ascrivibile alla stessa categoria. Il ricorso ai valori percentuali ha permesso di valutare la performance quantitativa del sistema al di fuori della fissazione di un obiettivo prefissato in termini di percentuale di superficie protetta rispetto al territorio regionale, ad oggi non formulato[70].

Verifica della rappresentatività del sistema esistente

Dalla tabella I emerge il sostanziale bilanciamento quantitativo del sistema rispetto alle tipologie di paesaggio delle aree metropolitane, delle pianure costiere, delle colline carbonatiche, delle conche intermontane, delle piccole isole e dei rilievi rocciosi e costieri isolati. Questi ultimi, in particolare, sono già oggetto di forme efficaci di tutela particolarmente necessarie data la loro relativa rarità nel quadro regionale.

Le tipologie di paesaggio collinari (argillose e terrigene, tavolati vulcanici, paesaggi collinari eterogenei ed a colli isolati) e le pianure di fondovalle, costituite dalle grandi aree fluviali interne del Tevere e del sistema Sacco-Liri-Garigliano appaiono invece, nell'ambito del territorio tutelato, rappresentate con una percentuale di superficie inferiore rispetto alla loro estensione a livello regionale.

Molto rappresentati sono i paesaggi lacustri, degli edifici vulcanici e, soprattutto, dei complessi carbonatici appenninici e antiappenninici.

Verifica della rappresentatività dello Schema 1993

Per inquadrare i risultati di questa prima indagine nella prospettiva storica della programmazione delle aree protette nella Regione Lazio e per fornire elementi di valutazione utili all'aggiornamento dello Schema 1993 – oggetto dell'attività – si è proceduto ad una analoga elaborazione utilizzando come dato di riferimento non le aree protette ad oggi istituite ma quelle previste nel 1993 (alcune delle quali, per la verità anche tra le più grandi, già istituite al momento del varo dello Schema 1993). Se ne è ricavato un quadro di sostanziale conferma di quanto rilevato per il sistema attuale. La maggior parte delle previsioni di tutela riguarda, anche nello Schema 1993, le aree montane carbonatiche, mentre i paesaggi collinari, ed in particolare i tavolati vulcanici del viterbese, risultano poco interessati da previsioni di protezione. Nel complesso, tuttavia, le previsioni dello Schema 1993 si presentano maggiormente bilanciate rispetto al sistema delle aree ad oggi istituite, con "performance" migliori proprio nella tutela dei paesaggi collinari CA, CT e CE.

[70] Le aree protette del Lazio coprono oggi circa il 12,5% del totale della superficie regionale.

Valutazione della rappresentatività del residuo non istituito dello Schema 1993

Per quanto riguarda la verifica della capacità residua dello Schema 1993 di incidere sul bilanciamento quantitativo del sistema - in altri termini, per valutare lo scenario costruito sull'applicazione letterale ed esclusiva dell'articolo 46 della LR 29/1997, che

Tab. I Incidenza delle tipologie di paesaggio nella regione e nelle aree protette attuali

sigla	*Tipologia di paesaggio*	*Sup. TP/regione (in %)*	*Sup. TP/AP (in %)*	*differenza*
AM	Area metropolitana	1,26	0,88	-0,38
CA	*Colline argillose*	*6,83*	*0,37*	*-6,46*
CC	Colline carbonatiche	1,62	1,31	-0,31
CT	*Colline terrigene*	*5,09*	*0,91*	*-4,18*
CI	Conca intermontana	1,46	2,2	0,74
EV	**Edificio montuoso vulcanico**	**1,73**	**4,59**	**2,86**
L	**Lago**	**1,36**	**4,22**	**2,86**
MC	**Montagne carbonatiche**	**27,71**	**41,85**	**14,14**
MT	**Montagne terrigene**	**2,07**	**5,34**	**3,27**
CS	*Paesaggio a colli isolati*	*1,56*	*0*	*-1,56*
CE	*Paesaggio collinare eterogeneo*	*4,32*	*2,27*	*-2,05*
TV	*Paes. collinare vulc. con tavolati*	*27,99*	*22,37*	*-5,62*
PC	Pianura costiera	11,38	11,93	0,55
PF	*Pianura di fondovalle*	*5,37*	*1,14*	*-4,23*
IS	Piccole isole	0,06	0,09	0,03
RC	Rilievo costiero isolato	0,05	0,39	0,34
RI	Rilievo roccioso isolato	0,16	0,53	0,37

legenda: in *corsivo* le tipologie di paesaggio scarsamente rappresentate all'interno delle aree protette (diff. < -1,00); in **grassetto**, le tipologie di paesaggio adeguatamente rappresentate (diff. > 1,00)

fissa le previsioni dello Schema 1993 come elemento di indirizzo per le nuove istituzioni - dalle elaborazioni dell'indice è risultato che il completamento acritico dello Schema 1993 non porterebbe alle necessarie correzioni della rappresentatività del sistema regionale, se non per le pianure fluviali PF e per i paesaggi collinari eterogenei CE.

Ricapitolando, le valutazioni condotte hanno consentito di formulare le seguenti prime indicazioni per la pianificazione dello sviluppo del sistema regionale delle aree protette:

- la carenza del sistema di aree protette attuale rispetto ad alcune tipologie del paesaggio regionale (in particolare, ai paesaggi collinari ed alle pianure fluviali interne) dovrebbe essere attentamente considerata in sede di fissazione di obiettivi e di priorità di conservazione e di sviluppo per il sistema (ad esempio, nel "ridisegnare" i limiti delle aree esistenti o nelle nuove istituzioni);
- emergono tra le più tutelate le aree montane e le zone umide come le aree a naturalità maggiore, fondamentali nel quadro di uno sviluppo territoriale sostenibile per la loro funzione di "riserve di naturalità";

- emerge del pari la necessità e l'urgenza di considerare con maggiore attenzione le tipologie di paesaggio meno rappresentate nello Schema 1993 e nell'attuale sistema di AAPP, per migliorare l'incisività degli istituti di tutela negli ambiti paesistici intermedi e di raccordo ecologico. In proposito, c'è da rilevare che le previsioni dello Schema 1993 non consentono, se applicate indiscriminatamente, che una moderata integrazione di tali aree.

Individuazione di *patches* di presumibile particolare valore ambientale

L'applicazione del secondo passo del metodo ha comportato l'elaborazione preventiva di una carta aggregata derivata dalla Carta dell'Uso del suolo regionale. La carta derivata è stata articolata su sette classi per semplificare la ricerca delle *patches* di presunto notevole valore ambientale. Quale criterio guida per gli accorpamenti è stato seguito quello della significatività della presenza antropica come fattore di produzione di paesaggio e/o di disturbo ambientale applicabile all'uso del suolo cartografato. La classificazione del territorio regionale aggregato è riportata in tabella II.

Basandosi sulla carta derivata semplificata in sette classi descritta, è possibile effettuare approfondimenti sulla presenza di aree a naturalità residua in determinate unità di paesaggio. La rilevanza ai fini ambientali è, in questo primo livello di indagine, basata sul solo aspetto quantitativo, sotto l'ipotesi che a maggiore livello di naturalità con basso livello percentuale di presenza corrispondano *patches* residuali che possono necessitare di particolari forme di tutela.

Nella sintesi riportata nella tabella 3.5 sono messe in relazione le classi dell'uso del suolo con le tipologie dei paesaggi regionali.

Tabella II Incidenza delle classi di uso del suolo accorpate sul territorio regionale

	superficie (ha)	% sul territorio regionale
1 – aree urbanizzate	131.993,276	7,68%
2 – aree agricole e prati stabili	654.029,956	38,04%
3 – frutteti e colture permanenti	210.037,568	12,22%
4 – aree a copertura vegetale arbustiva ed erbacea	168.791,553	9,82%
5 – aree umide e corpi idrici	27.458,283	1,60%
6 – aree boscate	492.799,879	28,66%
7 – aree naturali prive di vegetazione	34.102,573	1,98%
totale regionale	**1.719.213,088**	**100,00%**

Nella tabella III sono evidenziate con un riquadro le categorie accorpate di uso del suolo da 4 a 7, costituite dalle aree a maggiore probabilità di presenza di ambienti naturali e/o seminaturali. In grassetto le probabili matrici paesaggistiche per ciascuna tipologia di paesaggio; con fondo grigio sono individuate le categorie di uso del suolo cui rivolgere particolare attenzione nell'analisi degli elementi di naturalità (presumibilmente rilevanti in grigio chiaro, presumibilmente rilevanti e residui in giallo più scuro).

Partendo dalle segnalazioni riportate nella tabella III è possibile svolgere, con l'ausilio di cartografia digitale in ambiente GIS, ricerche puntuali per verificare l'effettiva collocazione sul territorio delle **patches** appartenenti alle categorie di uso del suolo di potenziale interesse. In questo modo è possibile:

- ottimizzare le operazioni di verifica in sito della qualità delle *patches* relitte;
- verificare i livelli di tutela esistenti (come indicatori derivati di qualità ambientale e sotto il profilo della loro adeguatezza alla qualità dei siti);
- formulare valutazioni sulla effettiva efficacia della copertura delle aree di reperimento esistenti, ed eventualmente aggiornarle individuando nuove aree da inserire nel sistema delle aree protette, o confermarle con aree già note;
- individuare aree di connessione locale per la Rete Ecologica Regionale.

Nell'esemplificazione illustrata in figura 2, le aree corrispondenti alle tre classi di uso del suolo accorpate - 04 aree con copertura vegetale arbustiva e erbacea - 05 aree umide e corpi idrici - 06 aree boscate ricadenti nella tipologia di paesaggio PC – Pianura Costiera sono messe a confronto con alcuni degli istituti di tutela ambientale vigenti.

L'ingrandimento dell'area della costa all'estremo sud della provincia di Roma (Anzio – Nettuno) evidenzia la presenza di tre aree di discreta estensione, una a copertura arbustiva e due boschive (un bosco di latifoglie ed uno di conifere per complessivi 300 ha circa), non ricomprese in nessuna delle aree di tutela esistenti e proposte. Inoltre, si delinea un sistema di corpi idrici e relative copertura boschive ripariali che potrebbero rappresentare importanti aree di collegamento per la Rete Ecologica Regionale.

			categorie di uso del suolo accorpato						
			01 aree urbanizzate	02 aree agricole e prati stabili	03 frutteti e colture permanenti	04 aree con copertura vegetale arbustiva e erbacea	05 aree umide e corpi idrici	06 aree boscate	07 aree naturali prive di vegetazione
tipologie di paesaggio	AM	Area metropolitana	**80,74%**	13,42%	0,14%	*1,89%*	*1,07%*	*2,72%*	0,01%
	CA	Colline argillose	2,15%	**47,54%**	26,13%	*3,93%*	*0,19%*	*19,94%*	0,12%
	CC	Colline carbonatiche	6,56%	12,62%	20,48%	**25,62%**	*0,09%*	**25,68%**	*8,95%*
	CT	Colline terrigene	7,24%	**48,01%**	15,95%	*4,60%*	*0,12%*	*23,91%*	0,17%
	CI	Conca intermontana	8,08%	**65,73%**	5,68%	*4,04%*	*0,87%*	*15,47%*	0,15%
	EV	Edificio montuoso vulcanico	8,33%	12,12%	20,31%	5,73%	0,44%	**53,01%**	0,05%
	L	Lago	0,48%	2,83%	0,65%	*0,54%*	**92,42%**	*3,03%*	0,04%
	MC	Montagne carbonatiche	1,52%	8,89%	6,80%	23,49%	0,06%	**53,31%**	5,93%
	MT	Montagne terrigene	0,95%	12,54%	8,29%	*16,92%*	0,07%	**56,36%**	*4,87%*
	CS	Paesaggio a colli isolati	6,31%	**42,19%**	17,59%	12,06%	0,08%	*21,22%*	0,54%
	CE	Paesaggio collinare eterogeneo	2,13%	27,12%	7,49%	*14,87%*	0,10%	**48,04%**	0,25%
	TV	Paesaggio collinare vulcanico con tavolati	8,96%	**54,72%**	17,74%	*1,01%*	0,15%	*17,34%*	0,09%
	PC	Pianura costiera	16,68%	**63,96%**	8,00%	*2,03%*	*0,91%*	*7,87%*	0,55%
	PF	Pianura di fondovalle	13,69%	**70,24%**	6,30%	*1,44%*	*2,13%*	*6,13%*	0,07%
	IS	Piccole isole	8,80%	9,25%	10,57%	**61,48%**	*0,30%*	*3,35%*	6,25%
	RC	Rilievo costiero isolato	7,74%	1,02%	1,36%	*35,52%*	0,00%	**51,28%**	3,08%
	RI	Rilievo roccioso isolato	2,14%	1,86%	**23,64%**	*15,24%*	0,00%	**36,20%**	*20,92%*

Tabella III Incidenza delle classi di uso del suolo accorpate rispetto alle tipologie di paesaggio Carta della Natura 1:250'000 *legenda*: in **grassetto grande** i probabili usi del suolo matrice per le unità di paesaggio

appartenenti a ciascuna tipologia (è comunque necessaria una verifica per ciascuna untà, trattandosi di un dato aggregato); in *corsivo grande* su fondo scuro le aree di presumibile rilevanza ambientale con categorie di uso del suolo relitte; in *corsivo piccolo* su fondo chiaro le aree di presumibile rilevanza ambientale minoritarie ma probabilmente ancora ben rappresentate.

Conclusioni e sviluppi futuri

Pur con i limiti impliciti di una valutazione strutturale di tipo esclusivamente quantitativo, la metodologia proposta consente comunque una prima valutazione operativa del bilanciamento del sistema delle aree protette regionali attuale e previsto nello Schema 1993 rispetto alle tipologie del paesaggio regionale utile ai fini delle scelte strategiche di pianificazione alla scala regionale.

Inoltre, è stato prodotto un utile strumento di selezione per la ricerca di eventuali aree meritevoli di approfondimenti conoscitivi in relazione alla necessità della loro protezione per la funzione che esse sono in grado di svolgere nell'ambito della rete ecologica regionale. Un possibile sviluppo futuro potrebbe comprendere l'assegnazione di punteggi sintetici alle aree così individuate per la formazione di quadro delle priorità di tutela, da utilizzare anche a supporto di nuove istituzioni.

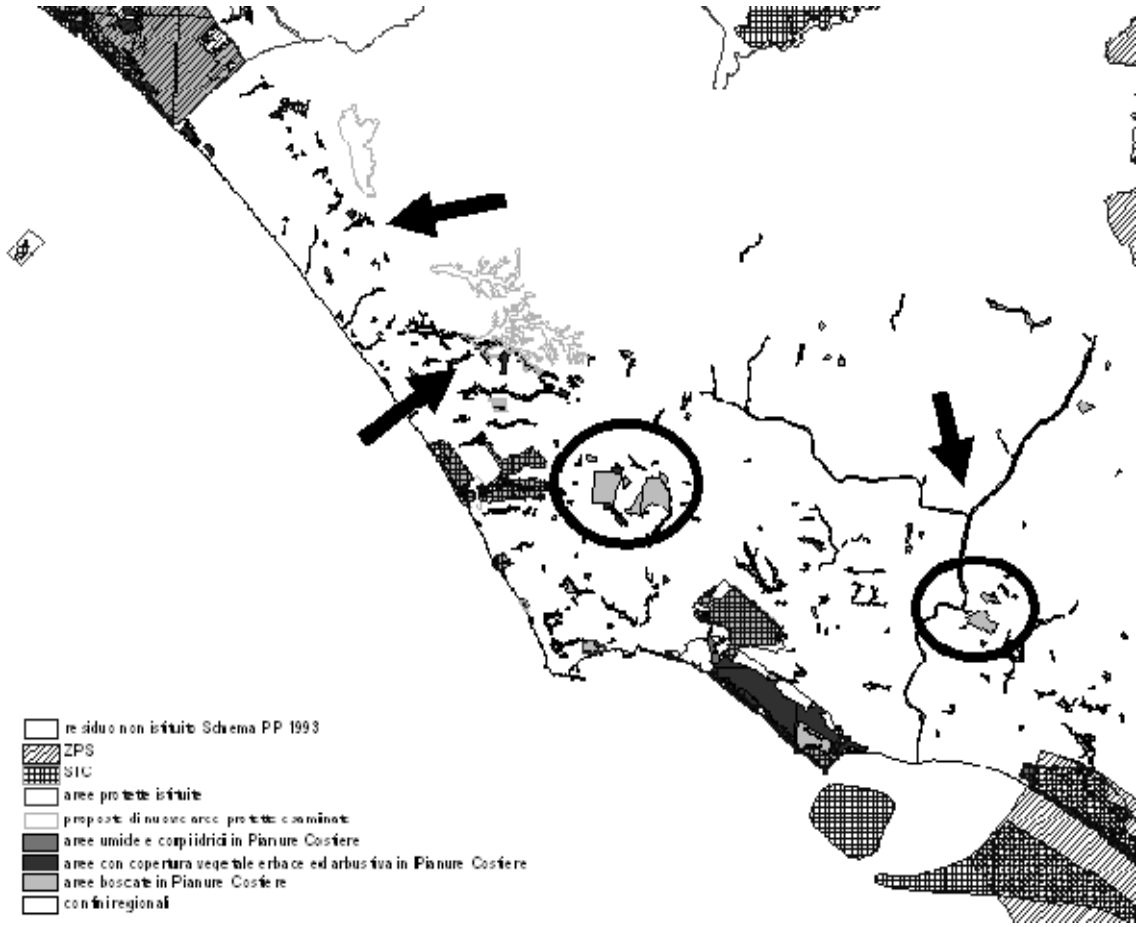


Fig. 2 – Esemplificazione di indagine puntuale basata sull'uso del suolo
Cerchiate le *patches* relitte arbustive e boschive; evidenziati con le frecce gli sviluppi lineari di vegetazione ripariale lungo i fossi.

Riferimenti bibliografici

APAT (2003) *Il progetto Carta della Natura alla scala 1:250.000: metodo di realizzazione*, Roma.
Battisti C. & Romano B. (2007) *Frammentazione e connettività: dall'analisi ecologica alla pianificazione ambientale*, Milano.
IUCN-WCPA (1998) *National System Planning for Protected Areas*. *Best Practice Protected Area Guidelines Series* (A. G. Darvey, M. Author, A. Phillips Series Editors), Gland.
Regione Lazio, Ass. Urbanistica (2004) *Carta uso del suolo della Regione Lazio*, scala 1:25.000, Roma.
Tallone G; Battisti C & Meschini R. (2006) *I parchi come sistema. Politiche e reti per un nuovo ruolo delle aree protette*, Roma.

IL CENSIMENTO DEGLI ELEMENTI LINEARI NATURALI DEL PAESAGGIO E RETI ECOLOGICHE, ANALISI PRELIMINARE.

A. Leone, F. Recanatesi, M.N. Ripa

Università degli Studi della Tuscia, Dipartimento di tecnologie, ingegneria e scienze dell'Ambiente e delle Foreste (D.A.F.),
Via S. Camillo de Lellis, 01100 – Viterbo. e-mail: leone@unitus.it

---

The Census Of The Natural Linear Landscape Elements And Ecological Network: Preliminary Analysis

The hedge system represents an important structural territory element for the role that performs in the safeguard of biodiversity. Until the 1950s, these natural and semi natural linear elements, were taking part in the maintenance of the environmental matrix of agro forestry systems.
The diffusion of the agricultural mechanization and the strong pressures of human activities have changed the agriculture, territory and natural resources relationship to disadvantage of a general quality acclimatize them, with the result of a worrisome fall of biodiversity.
Through the community directive "HABITAT" (43/92/CEE) and the projects of Ecological Network one is trying to place remedy to this phenomenon. This aspect can be studied through the analysis of biopermiability of the environments that exist between the protected areas. Very important in this type of analysis turns out the census of all those elements of the territory which, for the modest dimensions, is not generally taken back in the thematic layer as the *Corine Land Cover*.
Aim of this work has been to asses all the hedges present in the high Lazio trough photo – interpretation by GIS.
Through this methodology an inherent preliminary analysis has been executed on the detected patches analysing how these formations insert themselves in the classes present in the legend of the layer of the use of the soil *Corine Land Cover* that represent a fundamental planning tool.

Abstract

Il sistema siepe (*hedgerows*) rappresenta un importante elemento strutturale del territorio per il ruolo che svolge nella salvaguardia della biodiversità. La diffusione della meccanizzazione agricola, a cominciare dagli anni '50, e le forti pressioni sopratutto di natura antropica, avvenute principalmente negli ultimi decenni, hanno mutato il rapporto fra agricoltura, territorio e risorse naturali, a svantaggio di una generale qualità ambientale, con il risultato di un preoccupante abbassamento della biodiversità. Attraverso la direttiva Comunitaria "HABITAT" (43/92/CEE) ed i progetti di Rete Ecologica, si sta cercando di porre rimedio a questo fenomeno, attraverso il miglioramento tra sistemi di *habitat* e metapopolazione di specie guida. Questo aspetto può essere studiato attraverso l'analisi della biopermiabilità degli ambienti che intercorrono tra le aree protette, applicando specifici modelli matematici, chiamati anche modelli di idoneità ambientale, in grado di correlare le componenti strutturali del territorio agli aspetti funzionali che incidono sulla conservazione della biodiversità. Fondamentale in questo tipo d'analisi risulta il censimento di tutti quegli elementi del

territorio che, per le modeste dimensioni, non sono generalmente riportati nelle carte tematiche, come ad esempio la carta dell'uso del suolo *Corine Land Cover*, ma che invece rivestono un importante ruolo ecologico. Scopo del presente lavoro è stato quello di censire tutte le siepi presenti nell'alto Lazio, attraverso foto interpretazione in ambiente GIS. Ciò ha consentito di eseguire un'analisi preliminare inerente la metrica delle *patches* rilevate analizzando come queste formazioni si inseriscono nelle classi presenti nella legenda della carta dell'uso del suolo *Corine Land Cover*, strumento fondamentale di pianificazione.

Introduzione

In Italia come del resto d'Europa tra i processi di origine antropica, soprattutto dagli anni '50 ad oggi, la frammentazione degli ambienti naturali è inserita nell'elenco delle principali minacce per la diversità biologica. La distruzione, la riduzione in superficie, l'aumento dell'isolamento e la trasformazione degli ambienti naturali, sono tutte componenti del processo di frammentazione che influenzano sia la struttura e la dinamica di singole popolazioni sia le funzioni ecosistemiche ed i processi ecologici (Forman *et al.,* 1984; Hobbs, *et al.,* 1993; Michel *et al.,* 2006). Con l'istituzione di aree naturali protette si è cercato, negli ultimi decenni, di preservare gli *habitat* indispensabili alla conservazione e perpetuazione dei biotopi, ma tale politica si è dimostrata, nel suo complesso, poco efficace nella conservazione. Questo perché è ormai accertato attraverso ricerche al riguardo, che la tutela degli ambienti naturali, e dunque delle comunità biologiche in esso presenti, non dovrebbe limitarsi alla stretta protezione dell'area perimetrata, ma dovrebbe tenere conto delle dinamiche della fauna e dei fattori ambientali che la influenzano e, cosa più importante, della possibilità di connettersi con gli ambienti naturali idonei limitrofi (Baundry, 1988; Vietti *et al.,* 2004). Ecco dunque l'affermarsi di un nuovo approccio di tutela, quella contenuta nella direttiva Comunitaria "HABITAT" (43/92/CEE) il cui scopo principale consiste nel: *"proteggere luoghi inseriti in un sistema continentale coordinato di biotopi tutelati in funzione di conservazione di specie minacciate"*. Tale approccio si basa sul concetto di individuare, e quindi preservare, il rapporto tra sistemi di *habitat* e metapopolazione di specie guida, al fine di migliorare il grado di biodiversità. Tale aspetto può essere indagato attraverso lo studio della biopermiabilità degli ambienti che intercorrono tra le aree protette, ossia, l'analisi riguardante la potenzialità che un territorio ha ad essere attraversato da una determinata specie (Schmitz *et al.*, 2007).

I progetti di rete ecologica, dunque, rappresentano oggi uno strumento di pianificazione avente come scopo quello di rendere interconnessi gli *habitat* vitali alle specie animali (Leone, 2004). In tale contesto, uno strumento efficace per la determinazione dei valori relativi all'idoneità che un determinato ambiente ha di garantire le condizioni di sopravvivenza per la specie considerata è rappresentato dai modelli di idoneità ambientali che hanno lo scopo di correlare le componenti strutturali del territorio, agli aspetti funzionali che incidono sulla conservazione della biodiversità

E', di conseguenza, fondamentale il censimento di tutti quegli elementi strutturali del territorio che, per le modeste dimensioni, non sono generalmente riportati nelle carte tematiche, ma che invece rivestono un importante ruolo ecologico. Un esempio è rappresentato dagli elementi lineari naturali (*hedgerows*), che vengono comunemente definite siepi, categoria alla quale appartengono numerose strutture del paesaggio rurale tradizionale italiano. Queste formazioni, che possono avere origine naturale o

semi naturale, a causa delle ridotte dimensioni spaziali non sono riportate negli strati informativi quali, ad esempio, la carta dell'uso del suolo *Corine Land Cover* che rappresenta, al momento, l'unico strato informativo inerente la copertura del terreno per area vasta e che, essendo stata realizzata per la Regione Lazio con una scala pari ad 1:25.000, non riporta elementi di dettaglio come gli elementi lineari naturali.

Scopo del presente studio è stato il censimento di tutti gli elementi lineari naturali, presenti nell'alto Lazio, attraverso foto interpretazione in ambiente GIS. Ciò ha consentito di eseguire un'analisi preliminare inerente la metrica delle *patches* rilevate, analizzando come, attraverso un processo di *overlay*, queste formazioni si inseriscono nelle classi presenti nella carta dell'uso del suolo *Corine Land Cover* (2005), strumento fondamentale di pianificazione ambientale.

Materiali e metodi

L'area di studio è la porzione settentrionale del Lazio, costituita dalla Provincia di Viterbo, figura 1, avente un'estensione pari a circa 3.614 Km^2. Questo territorio è caratterizzato, da un punto di vista morfologico, da ambienti collinari nella parte settentrionale sui quali si trovano prevalentemente formazioni boschive naturali e semi naturali caratterizzati da *Quercus spp* e da C*astanea sativa*; nella porzione centro meridionale la morfologia pianeggiante del terreno favorisce, invece, l'agricoltura di tipo estensivo. Sul territorio provinciale sono presenti anche due corpi idrici di importante rilevanza naturalistica quali: il lago di Bolsena ed il lago di Vico.

Il censimento degli elementi lineari naturali (siepi) è stato eseguito, in ambiente GIS attraverso l'impiego del *software* ArcMap, mediante la realizzazione di un Sistema Informativo Territoriale (SIT) contenente i seguenti strati informativi:

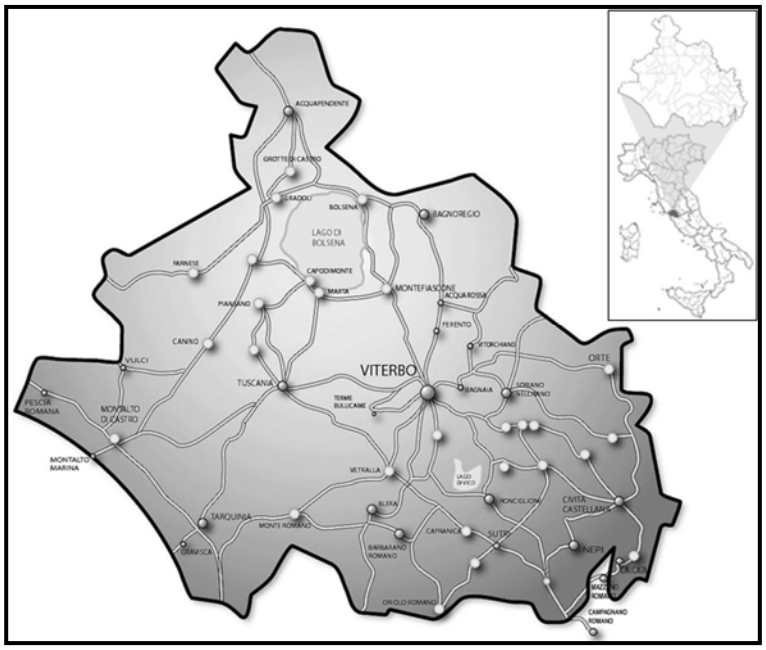


Figura 1. Inquadramento territoriale della Provincia di Viterbo (Italia – Centrale).

- Mosaico delle foto aeree a colori georeferenziate secondo il sistema di riferimento UTM con *datum European-50*, relative alla Provincia di Viterbo;
- Limiti amministrativi della Provincia di Viterbo;
- Carta dei boschi relativa alla Provincia di Viterbo.

Il mosaico delle foto aeree a colori è stato effettuato nel 1999 per conto dell'AIMA ad una scala di circa 1:10.000 con risoluzione del pixel pari ad 1 m lineare. La Carta dei boschi della Provincia di Viterbo, realizzata in scala 1:5.000, è stata ottenuta attraverso la foto interpretazione del medesimo mosaico di foto aeree (De Natale *et al*., 2003; Recanatesi *et all*.;). L'impiego della carta dei boschi, sovrapposta alle immagini aeree, ha consentito durante la fase di digitalizzazione, la determinazione delle siepi al netto delle formazioni boschive realmente presenti sul territorio.

Nel presente studio sono stati identificati come siepe, tutti gli elementi lineari presenti sul territorio aventi una superficie pari o superiore a 100 m^2 costituiti da specie arboree e/o arbustive, la cui copertura del suolo può al massimo essere interrotta per una lunghezza non superiore ai 50 m.

Una volta censite tutte le siepi a scala provinciale sono stati determinati alcuni indici metrici quali: il numero totale di elementi censiti, la superficie media ed il relativo valore di deviazione standard, la superficie massima e minima rilevata, il perimetro totale, medio ed il relativo valore di deviazione standard, la lunghezza minima e massima del perimetro.

Successivamente è stato eseguito, per ogni singola classe di copertura del suolo presente nella legenda della Carta dell'Uso del Suolo *Corine Land Cover* del 2005, un *overlay* per poter determinare quanti di questi elementi ricadono nelle singole classi, inoltre sono stati determinati, sempre a livello di classe di copertura, alcuni parametri quali: numero di siepi con dimensione pari o superiore a 100 m^2 (colonna B, in tab. 2), peso percentuale sul numero totale di siepi censite nel territorio provinciale (colonna C), superficie totale delle siepi (colonna D) espressa in ha, superficie media (colonna E), relativo valore di deviazione standard (colonna F) e coefficiente di variazione (colonna G), il peso percentuale della superficie delle siepi sulla superficie totale delle siepi (colonna H), il numero di siepi per Km^2 (colonna L) e la relativa superficie media occupata per Km^2 (colonna M), il perimetro totale delle siepi (colonna N), il perimetro medio (colonna O), il relativo valore di deviazione standard (colonna P), il coefficiente di variazione (colonna Q), la densità del perimetro espressa in Km/Km^2 (colonna R).

Risultati e discussione

Nella provincia di Viterbo sono state censite complessivamente 19.795 elementi lineari naturali o siepi. In tabella 1, vengono riportati i risultati a scala provinciale da cui emerge come la superficie totale di questi elementi naturali sia pari a circa 6.368 ha che equivalgono a circa l'1,76% dell'intera superficie provinciale. La superficie media rilevata è pari a 3.217 m^2, ma tale valore non può ritenersi rappresentativo dell'intera popolazione dal momento che i valori inerenti la deviazione standard sono pari a circa 5.000 m^2, tale aspetto è imputabile al fatto che in questo studio preliminare sono state censite tutte le siepi con una superficie minima cartografata di dimensione pari o superiore a 100 m^2 tale aspetto viene peraltro confermato dalle dimensioni minime e massime di superficie rilevata. Per lo stesso motivo, anche per quanto riguarda i valori relativi al perimetro, questo parametro può assumere una grande variabilità.

Ancora più interessanti appaiono i risultati ottenuti dall'*overlay* con le singole classi di copertura del suolo della carta *Corine Land Cover* del 2005. E' stato infatti rilevato come

gli elementi lineari naturali siano distribuiti in modo eterogeneo rispetto alle classi d'uso del suolo riportate nella legenda della carta dell'uso del suolo *Corine Land Cover*. In tabella 2 vengono riportati per esteso i risultati di questa analisi da cui emerge come la distribuzione percentuale delle *patches* sia di gran lunga superiore per le aree agricole meno intensive. Il maggior numero di siepi, infatti, è stato rilevato nella classe "seminativi semplici in aree non irrigue" (codice 2111 della legenda *Corine*) con un totale di 10.273 siepi pari a circa il 50% di tutte quelle censite per il territorio provinciale; seguono come numero totale di siepi rilevate le classi "oliveti" e "frutteti e frutti minori" (cod. 223 e 222) con rispettivamente 2.232 e 2.210 elementi lineari pari a circa il 22% sul totale delle siepi censite, figura 2.

Tabella I Analisi metrica degli elementi lineari naturali rilevate nella provincia di Viterbo.

N° patches	Superficie Tot. (ha)	Superficie media (m2)	Dev. St. superficie	Superficie Max. (m2)	Superficie Min. (m2)	Perimetro Tot. (Km)	Perimetro medio (m)	Dev. St. perimetro	Perimetro Max. (m)	Perimetro Min. (m)
19795	6368,0	3217,0	5163,1	125359,9	100,0	9304,8	470,1	553,9	14488,4	38,5

Per quanto riguarda invece la superficie media, il valore più elevato di *patch* è stato rilevato nella classe "aree a vegetazione sclerofilla" (cod. 323) con un valore pari ad 1,08 ha, tale risultato è imputabile al fatto che questa classe è prevalentemente costituita da superfici occupate da una vegetazione di carattere arbustivo avente una distribuzione eterogenea e che per questo motivo facilmente riconducibile alle siepi; seguono le classi "pioppeti, saliceti, altre latifoglie" (cod. 22411) con una superficie media di 0,8 ha ed "aree verdi urbane" (cod. 141) con valori di circa 0,75 ha. In tutte le classi, tuttavia, è stata riscontrata una grande variabilità per quanto riguarda questo indice come dimostrano i valori di deviazione standard e del coefficiente di variazione.

Un altro dato interessante scaturisce dalla densità delle *patches* di siepi rilevate all'interno delle singole classi *Corine*, i cui risultati sono riportati nella figura 3. E' stato rilevato come la classe "fiumi torrenti e fossi" (cod. 5111) presenti la maggiore densità di questi elementi con circa 70 *patches* per Km^2, tale risultato è imputabile al fatto che questa classe si estende per una piccola porzione (4,85 Km^2) e che la vegetazione ripariale, peraltro quasi sempre presente lungo i corsi d'acqua, è assimilabile a formazioni lineari naturali o siepi; seguono, ma con una densità marcatamente inferiore le classi: "sistemi colturali e particellari complessi" (cod. 242), "pioppeti saliceti ed altre latifoglie" (cod. 22411) ed "aree prevalentemente occupate da coltura agraria con presenza di spazi naturali importanti" (cod. 243) con una densità di circa 18 siepi per Km^2.

Altrettanto interessanti appaiono i risultati riguardanti i valori relativi alle superfici occupate dalle siepi presenti in ciascuna classe d'uso del suolo. Anche per questo parametro la classe "fiumi torrenti e fossi" vede al suo interno la maggior superficie di siepi con una media di circa 19 ha per Km^2; seguono le classi "pioppeti saliceti ed altre

Tabella II Analisi metrica delle siepi relativa alle singoli classi d'Uso del Suolo presenti nella carta *Corine* Land Cover per la Provincia di Viterbo; le classi sono ordinate in base al numero di siepi rilevate.

CLASSI D'USO DEL SUOLO CORINE LAND - COVER (PROVINCIA DI VITERBO)	Codice Corine	n° siepi (>100m2)	% sul numero tot. di siepi	Superficie tot. siepi (ha)	Superficie media (m2)	Dev. St. della superficie (m2)	C. V.	% Superficie sul tot. delle siepi	Superficie classe Corine (Km2)	n° siepi / Km2	Superficie occupata dalle siepi (ha/Km2)	Perimetro tot. Siepi (m)	Perimetro medio (m)	Dev. St. perimetro (m)	C. V.	Densità del perimetro (Km/Km2)
	(A)	(B)	(C)	(D)	(E)	(F)	(G)	(H)	(I)	(L)	(M)	(N)	(O)	(P)	(Q)	(R)
Seminativi semplici in aree non irrigue	2111	10273	50,29	2778,13	2704,31	5095,00	1,88	54,51	1469,93	6,99	1,89	4568413	444,70	617,59	1,39	3,11
Oliveti	223	2232	10,93	448,11	2007,66	3587,90	1,79	8,79	208,23	10,72	2,15	727004	325,72	339,78	1,04	3,49
Frutteti e frutti minori	222	2210	10,82	409,17	1851,43	2684,00	1,45	8,03	275,93	8,01	1,48	663061	300,03	256,27	0,85	2,40
Superfici a copertura erbacea densa	231	1247	6,10	264,36	2119,96	3804,20	1,79	5,19	84,86	14,70	3,12	415066	332,85	371,42	1,12	4,89
Seminativi semplici in aree irrigue	2121	1110	5,43	376,95	3395,90	4404,20	1,30	7,40	215,07	5,16	1,75	674639	607,78	613,64	1,01	3,14
Cespuglieti ed arbusteti	322	629	3,08	338,80	5386,33	9762,90	1,81	6,65	82,95	7,58	4,08	297415	472,84	494,29	1,05	3,59
Sistemi colturali e particellari complessi	242	447	2,19	63,88	1429,18	2617,70	1,83	1,25	25,26	17,69	2,53	106200	237,58	244,92	1,03	4,20
Fiumi, torrenti e fossi	5111	344	1,68	91,73	2666,57	8496,00	3,19	1,80	4,85	70,95	18,92	190626	554,15	716,08	1,29	39,31
Vigneti	221	320	1,57	22,92	716,17	1251,40	1,75	0,45	29,50	10,85	0,78	59235	185,11	225,38	1,22	2,01
Aree prevalentemente occupate da coltura agraria con presenza di spazi naturali importanti	243	319	1,56	99,71	3125,56	3738,00	1,20	1,96	19,48	16,38	5,12	125837	394,47	313,75	0,80	6,46
Insediamento residenziale	11	300	1,47	41,83	1394,46	2011,30	1,44	0,82	61,37	4,89	0,68	65853	219,51	161,56	0,74	1,07
Colture temporanee associate a colture permanenti	241	265	1,30	24,31	917,35	1029,20	1,12	0,48	32,37	8,19	0,75	61404	231,71	170,68	0,74	1,90
Insediamento produttivo, dei servizi generali pubblici e privati, delle reti e delle infrastrutture	12	181	0,89	22,47	1241,48	1583,40	1,28	0,44	28,30	6,40	0,79	46076	254,56	178,69	0,70	1,63
Aree a pascolo naturale e praterie d'alta quota	321	133	0,65	21,54	1619,44	3107,90	1,92	0,42	26,17	5,08	0,82	34904	262,44	275,09	1,05	1,33
Colture orticole in pieno campo, in serra e sotto plastica in aree non irrigue	2113	104	0,51	14,98	1440,11	2909,70	2,02	0,29	21,95	4,74	0,68	34870	335,29	350,66	1,05	1,59
Aree estrattive	131	76	0,37	13,92	1831,18	2148,00	1,17	0,27	7,73	9,83	1,80	23068	303,53	185,54	0,61	2,98
Colture orticole in pieno campo, in serra e sotto plastica in aree irrigue	2123	61	0,30	8,82	1445,61	2500,60	1,73	0,17	16,68	3,66	0,53	24050	394,26	416,90	1,06	1,44
Castagneti da frutto	2242	37	0,18	12,18	3291,70	5501,20	1,67	0,24	39,05	0,95	0,31	14884	402,27	527,72	1,31	0,38
Aree a ricolonizzazione naturale	3241	26	0,13	4,16	1601,35	2069,00	1,29	0,08	17,30	1,50	0,24	7443	286,27	193,84	0,68	0,43
Bacini senza manifeste utilizzazioni produttive	5121	25	0,12	3,00	1198,75	1538,92	1,28	0,06	128,10	0,20	0,02	7409	296,36	278,74	0,94	0,06
Pioppeti, saliceti, altre latifoglie	22411	23	0,11	19,67	8554,02	11951,90	1,40	0,39	1,35	17,03	14,57	28116	1222,43	1507,49	1,23	20,81
Aree sportive	1422	20	0,10	1,22	609,10	676,50	1,11	0,02	3,63	5,51	0,34	4318	215,90	139,66	0,65	1,19
Spiagge, dune e sabbie	331	13	0,06	3,34	2565,92	7952,80	3,10	0,07	2,50	5,19	1,33	3947	303,62	749,30	2,47	1,58
Aree con vegetazione rada	333	12	0,06	3,53	2943,67	4644,80	1,58	0,07	4,23	2,84	0,83	4064	338,67	315,07	0,93	0,96
Aree verdi urbane	141	6	0,03	4,52	7530,33	9883,20	1,31	0,09	1,36	4,40	3,31	2765	460,83	289,65	0,63	2,03
Aree a ricolonizzazione artificiale	3242	5	0,02	0,51	1010,60	854,20	0,85	0,01	2,37	2,11	0,21	899	179,80	86,84	0,48	0,38
Suoli rimaneggiati ed artefatti	1332	5	0,02	0,49	978,19	1208,90	1,24	0,01	0,62	8,13	0,79	1090	218,00	118,89	0,55	1,77
Aree a vegetazione sclerofilla	323	2	0,01	2,17	10852,50	1043,74	0,10	0,04	0,18	11,36	12,33	1353	676,50	144,74	0,21	7,69
Boschi di conifere	312	1	0,00	0,00	0,00	0	0	0	12,30	0,08	0,00	76	76,00	0	0,00	0,01
Aree al di là del limite delle maree più basse	523	0	0	0	0	0	0	0	0,12	0	0	0	0	0	0	0
Aree archeologiche	1424	0	0	0	0	0	0	0	0,17	0	0	0	0	0	0	0
Bacini con prevalente altra destinazione produttiva	5123	0	0	0	0	0	0	0	0,40	0	0	0	0	0	0	0
Bacini con prevalente utilizzazione per scopi irrigui	5122	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0	0	0	0	0	0
Boschi di latifoglie	311	0	0	0	0	0	0	0	773,79	0	0	0	0	0	0	0
Boschi misti di conifere e latifoglie	313	0	0	0	0	0	0	0	11,28	0	0	0	0	0	0	0
Campeggi, strutture ricettive a bungalows o simili	1421	0	0	0	0	0	0	0	0,73	0	0	0	0	0	0	0
Canali e idrovie	5112	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0
Cantieri e spazi in costruzione e scavi	1331	0	0	0	0	0	0	0	0,54	0	0	0	0	0	0	0
Cimiteri	143	0	0	0	0	0	0	0	0,74	0	0	0	0	0	0	0
Depositi di rottami a cielo aperto, cimiteri di autoveicoli	1322	0	0	0	0	0	0	0	0,19	0	0	0	0	0	0	0
Discariche e depositi di cave, miniere, industrie e collettività pubbliche	1321	0	0	0	0	0	0	0	0,28	0	0	0	0	0	0	0
Lagune, laghi e stagni costieri	521	0	0	0	0	0	0	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0
Paludi interne	411	0	0	0	0	0	0	0	0,28	0	0	0	0	0	0	0
Rocce nude, falesie, affioramenti	332	0	0	0	0	0	0	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0
Saline	422	0	0	0	0	0	0	0	1,02	0	0	0	0	0	0	0
Vivai in aree irrigue	2122	0	0	0	0	0	0	0	0,34	0	0	0	0	0	0	0
Vivai in aree non irrigue	2112	0	0	0	0	0	0	0	0,09	0	0	0	0	0	0	0

latifoglie" e "aree a vegetazione sclerofilla" con valori medi rispettivamente di 15 e 13 ha per Km^2 Sempre nella classe "fiumi, torrenti e fossi", si riscontra la massima densità di perimetro di siepi con circa 39 Km per Km^2 seguito dalle classi "pioppeti, saliceti, altre latifoglie", con circa 20 Km per Km^2, e da "aree a vegetazione sclerofila" con 7,7 Km per Km^2 valori che sono imputabili alla forma ed alla distribuzione spaziale che queste classi di copertura hanno sul territorio; per le altre classi di copertura del suolo i valori sono decisamente inferiori attestandosi a non più di 5 Km per Km^2. Come per il parametro superficie media anche per la densità del perimetro, però, questi dati devono ritenersi solo indicativi dal momento che la deviazione standard ed il coefficiente di variazione indicano una elevata variabilità per questo parametro.

Il censimento degli elementi lineari, o siepi, per la Provincia di Viterbo costituisce un utile strumento per la pianificazione territoriale su area vasta, rappresentando un supporto imprescindibile per la determinazione della biopermiabilità essendo le siepi riconosciute come degli ecosistemi di collegamento nella matrice territoriale che svolgono un ruolo di *stepping stones* (aree rifugio) ossia dei frammenti ambientali di *habitat* ottimale (o subottimale) importanti per la preservazione della biodiversità soprattutto per i sistemi semi naturali come quelli agricoli. Ecco dunque come alcune classi d'uso del suolo, quelle con la maggiore presenza di siepi, debbano essere considerate degli elementi strategici per la conservazione delle specie animali e dunque meriterebbero una maggiore attenzione nei piani territoriali come ad esempio il Piano territoriale provinciale generale (PTPG), il Piano regolatore generale (PRG), o il Piano di sviluppo rurale (PSR). Dal punto di vista della distribuzione spaziale, è stato rilevato come questi elementi lineari siano distribuiti eterogeneamente sul territorio della Provincia di Viterbo; dall'analisi svolta emerge come la sopravvivenza delle siepi dipenda sopratutto dai sistemi agricoli, infatti circa l'80 % delle siepi censite si trova all'interno di questi sistemi semi naturali. Considerata le metodologia di rilevamento è stata riscontrata una elevata variabilità per quanto riguarda i parametri di ampiezza e perimetro delle *patches*.

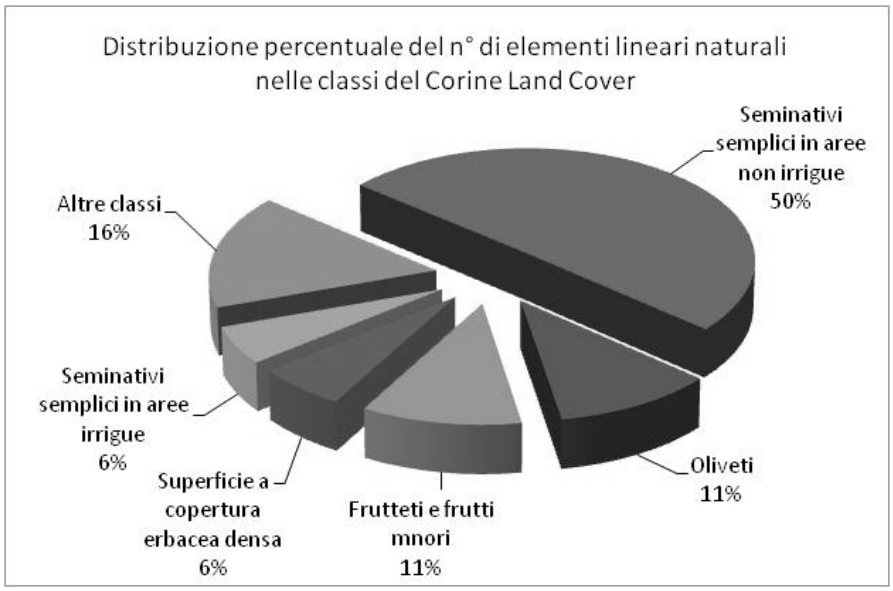


Figura 2. Distribuzione percentuale del numero di elementi lineari naturali - siepi rilevate all'interno delle classi d'uso del suolo Corine Land Cover.

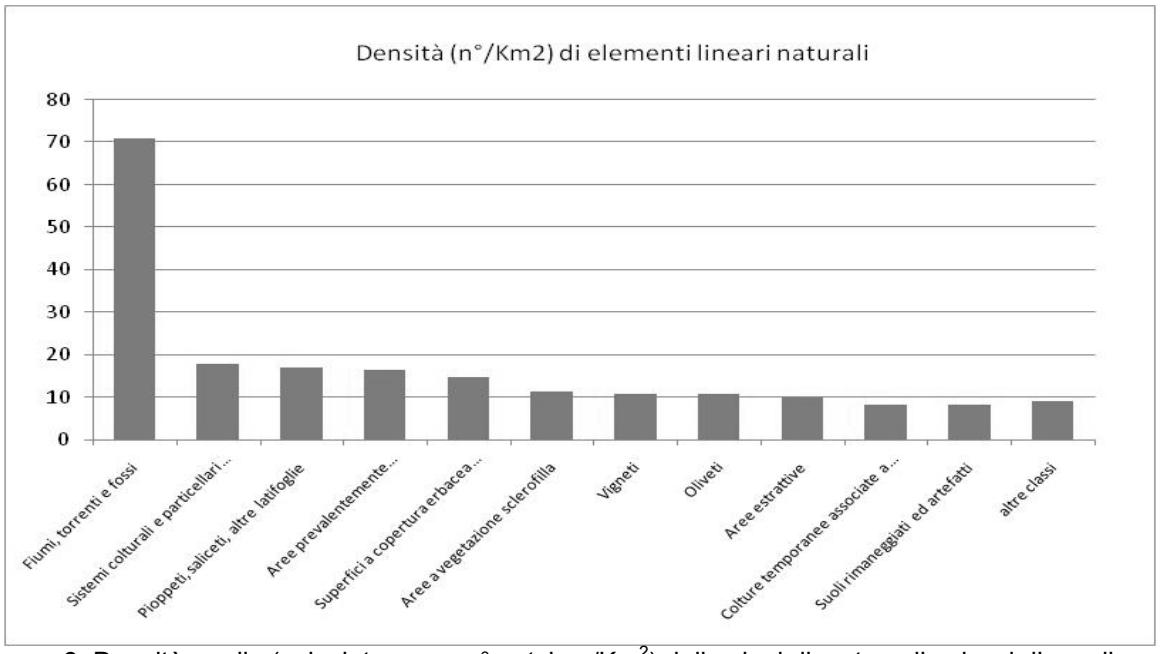


Figura 3. Densità media (calcolata come n° patches/Km^2) delle siepi rilevate nelle classi d'uso dl suolo Corine Land Cover. Il valore relativo alle "altre classi" è stato ricavato come valore medio.

Riferimenti bibliografici

Baundry, (1988) Hedgerows: and hedgerow network as wildlife habitat in agricultural landscape. In: *Environmental Management in Agriculture,* (J.R. Park, ed.): 111-124

De Natale F; Gasparini P; Puzzolo V; Tosi V. (2003) Stima del grado di copertura forestale da ortofoto e applicazione della definizione di bosco negli inventari forestali. *Italia Forestale e Montana* – n. 4: 289-300

Forman R.T.T; Baundry J. (1984) Hedgerows and hedgerow network in landscape ecology. *Environmental Management*, Vol 8: 495-510

Hobbs R.J; Saunders D.A. (1993) Introduction. In: Hobbs, R.J., Saunders, D.A. (Eds.), Reintegrating Fragmented Landscapes: towards sustainable production and nature conservation*. Springer*, New York, 3-9

Leone A. (2004) *Ambiente e territorio agroforestale – Linee guida per la pianificazione sostenibile e gli studi di impatto ambientale*. Francoangeli Editore

Michel N; Burel F; Butet A. (2006) How does landscape use influence small mammal diversity, abundance and biomass in hedgerow networks of farming landscape?. *Acta Oecologia*, Vol 30: 11-20

Recanatesi F; Ripa M.N. (2008) Il censimento delle formazioni boschive dell'alto Lazio attraverso fotointerpretazione*. In corso di stampa*

Schmitz M.F; Sanchez I.A; Aranzabal I. (2007) Influence of management regimes of adjacent land uses on the woody plant richeness of hedgerows in Spanish cultural landscapes. *Biological Conservation*, Vol 135: 542-554

Vietti D; Maffiotti A; Sartone L; Ferrarato M. (2004) Realizzazione del modello ecologico BIOmod per l'identificazione della biodisponibilità animale*. Atti del XIV Congresso della Società Italiana di Ecologia*. 4 – 6 ottobre Siena

L'APPROCCIO BIOHAB COME METODO DI MONITORAGGIO E GESTIONE DEL PAESAGGIO

E. Padoa-Schioppa, S. Bertozzi, P. Digiovinazzo, F. Ficetola, L. Bottoni, R. Santolini

Università degli Studi di Milano-Bicocca
Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio
Piazza della Scienza 1 – 20126 Milano, Italy
e-mail: emilio.padoaschioppa@unimib.it

BioHab approach as a tool for landscape monitoring and management
Methods used in Europe to monitorate habitats are generally based on charcteristic species (phytosociology) or soil use (CORINE).
BIOHAB approach propose a methodology valid in the whole Europe. The system is based on Raunkiear life form and on environmental and management combinations.
In this paper we apply BIOHAB approach in two study areas, in Lombardy and Emilia Romagna. In Lombardy we performed a transect of four squares of 1km^2 from lowland near Milano to the mountains near Como, crossing landscape systems of the region. We analyzed the characteristics of the landscape and we find approximately 50 habitat categories, 20of them belonging to agricultural habitat and 18 to urban elements. In the second case we interpreted old (1978) and recent (2003) aerial pictures in 16 squares (1 km^2) in a river basin and we were able to analyze habitat transformations. Results show an increase of artificial habitats and a decrease of naturalness from 1978.
BioHab approach appear a valid tool to obtain at European scale a common archive to monitorate landscape transformations in order to improve landscape management politics.

Abstract
I metodi generalmente usati in Europa per individuare gli habitat sono basati sulla presenza di specie caratteristiche (metodo fitosociologico) oppure sull'uso del suolo (classificazione CORINE).
L'approccio proposto con il metodo BioHab intende fornire una procedura valida in qualunque parte d'Europa per identificare su campo gli habitat e raccogliere in modo quantitativo informazioni, superando le difficoltà create da nomenclature locali o da approcci non diffusi in tutto il continente.
Il sistema è basato sulle forme biologiche di Raunkiaer e sulle combinazioni delle caratteristiche ambientali, geo-pedologiche e gestionali.
In questo lavoro il metodo è stato applicato in Lombardia e in Emilia-Romagna (all'interno del bacino idrografico del fiume Foglia). Nel primo caso sono stati selezionati 4 quadranti (1Km^2) che seguono un transetto ideale attraverso i sistemi paesistici, da sud di Milano (110 m s.l.m.) a nord di Como (1400 m s.l.m.). Sono state analizzate le caratteristiche del paesaggio attuali e sono state rilevate circa 50 tipologie di habitat, 20 relative ad ambienti agricoli e 18 ad ambienti urbani. Nel secondo caso sono state interpretate vecchie foto aeree di 16 quadranti e le informazioni ottenute sono state confrontate con i dati attuali. È possibile evidenziare un netto aumento del grado di artificializzazione e di antropizzazione e una contemporanea diminuzione di naturalità del territorio rispetto al 1978.

Si ritiene che il BioHab sia un approccio valido per realizzare un archivio comune a scala europea, indispensabile per il monitoraggio delle trasformazioni del paesaggio. L'opportunità di condividere informazioni territoriali su vasta scala permette infatti di pianificare meglio la gestione del territorio e di confrontare tali scelte gestionali con altre realtà.

Introduzione: il metodo BIOHAB

Il "progetto Biohab" nasce come risposta alla necessità di sviluppare una procedura, a livello europeo, di sorveglianza e monitoraggio degli habitat che riconosca la realtà dell'eterogeneità del paesaggio (R.G.H. Bunce et al., 2008). Ciò è stato possibile grazie alla cooperazione di diversi paesi europei che, all'interno del Progetto Biohab dell'EU Fifth framework per la coordinazione di Diversità e Habitat, hanno sviluppato una piattaforma per monitoraggi sul paesaggio relativi agli habitat, da cui è risultata la pubblicazione di un "Manuale per la Registrazione e il Monitoraggio del Paesaggio" (R.G.H. Bunce et al., 2005).

Questo passaggio è risultato di notevole importanza in quanto, a livello di singoli Stati europei, ognuno aveva sviluppato delle procedure interne di rilievo del paesaggio, ma non era ancora mai stata elaborata una metodologia comune che consentisse poi un confronto fra i diversi Stati a livello europeo. Addirittura a scala europea esistono numerosi sistemi di nomenclatura degli habitat (tab. 1). All'interno dell'Unione Europea, sotto la "Direttiva Specie e Habitat" della Comunità Europea del 1992, i vari paesi erano già obbligati a monitorare e valutare i cambiamenti nell'ambito biodiversità e habitat, sia all'interno che all'esterno dei siti protetti (Natura 2000).

Tab. 1 – Principali sistemi di classificazione degli Habitat in Europa

Sistemi di classificazione degli Habitat
Classificazione EUNIS Habitat
Classificazione CORINE Biotopi
Classificazione Habitat Palaearctici
Classificazione ALLEGATO I 92/43 CEE (dir Habitat)
Classificazione fitosociologica
Classificazione nazionali e regionali

Però finora, questi monitoraggi sono stati basati su programmi nazionali, senza nessuna procedura standardizzata con regole base o protocolli. Ciò porta a una non-omogeneità attraverso i diversi confini nazionali Europei (R.G.H. Bunce et al., 2008).

L'obiettivo primario del progetto Biohab si basa proprio sul fatto che la metodologia adottata permette di coordinare le informazioni sugli habitat per ottenere stime affidabili sulla loro estensione e sui relativi cambiamenti a livello di biodiversità. Per fare ciò è risultato quindi di primaria importanza l'avere delle regole chiare e definite che consentano inequivocabilmente non solo la sorveglianza, ma anche il monitoraggio dei reali cambiamenti nel tempo.

La procedura Biohab ha stabilito una suddivisione del territorio in aree di 1 km², a seguito di analisi di vari metodi di rilevamento su zone più o meno ampie. Vista l'impossibilità di individuare una misura ottimale di campionamento per tutti i tipi di habitat e paesaggi a scala continentale a causa della variazione di paesaggi, zone e

metodi di gestione, si è optato per un'area di 1 km² come compromesso accettabile per far conciliare facilmente rilevamenti, contenuto e numero di dati di ogni singolo campione.

Il fatto di focalizzare l'attenzione sui cambiamenti all'interno degli habitat basati su condizionamenti ambientali a livello di paesaggio, ha portato a una reintroduzione del concetto di forma di vita delle piante di Raunkiaer (M. Bloch-Petersen et al.,2006). Il sistema Raunkiaer (fig. 1) è un sistema di classificazione delle piante basato sull'adattamento acquisito dagli organismi vegetali per il superamento della stagione avversa: il periodo invernale, nel caso delle piante che vivono in un clima temperato, o la stagione secca, sfavorevole alle piante dei climi aridi e caldi.

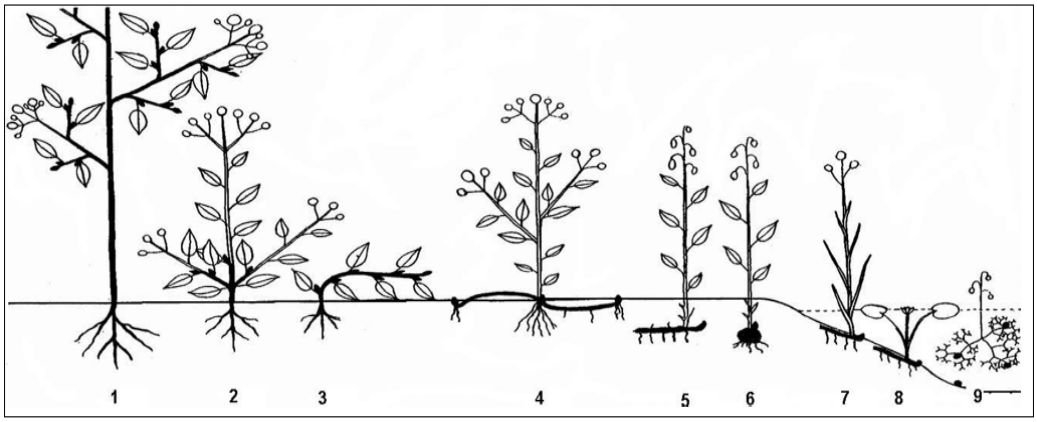


Figura 1 - Le forme biologiche delle piante secondo Raunkier. 1 Fanerofite; 2 e 3 Camefite; 4 Emicriptofite; 5 e 6 Geofite; 7 Elofite; 8 e 9 Idrofite; le Terofite non sono illustrate. Ridisegnato da Raunkier, 1934

Raunkiaer ha permesso lo sviluppo del concetto per cui la composizione delle piante possa essere considerata come un'espressione del clima e che le piante, perciò, possano essere utilizzate come uno strumento geografico per descrivere l'adattamento climatico delle piante ai differenti climi. La relazione tra zone climatiche e composizione delle forme di vita è dovuta alla capacità di adattamento delle piante per sopravvivere ai periodi sfavorevoli dell'anno (M. Bloch-Petersen et al.,2006).

Questo tipo di classificazione delle forme di vita delle piante è alla base dei General Habitat Categories (GHC), classificazioni predeterminate che vengono utilizzate sul campo per definire elementi areali, lineari e puntiformi degli habitat all'interno delle aree campione da 1 km². I Biohab General Habitat Categories coprono la regione Pan – Europea (eccetto la Turchia) con 130 GHC derivati da 16 forme di vita vegetali (fig 2 e tab. 2). All'interno di ogni GHC le differenze presenti vengono espresse con qualifiche aggiuntive, come quelle globali o ambientali, che sono combinazioni di umidità del suolo, stato dei nutrienti, acidità e altre caratteristiche degli habitat. Importanti ulteriori informazioni sono date dai codici aggiuntivi presi da liste predeterminate che riportano qualifiche relative al sito ed ai metodi di gestione. Altri codici possono poi essere utilizzati per aggiungere informazioni più dettagliate riguardo alla forme di vita e alle specie dominanti e altri per registrare classificazioni Pan – Europee, classificazioni locali e associazioni fitosociologiche (si veda Bunce et al. 2005 e 2008).

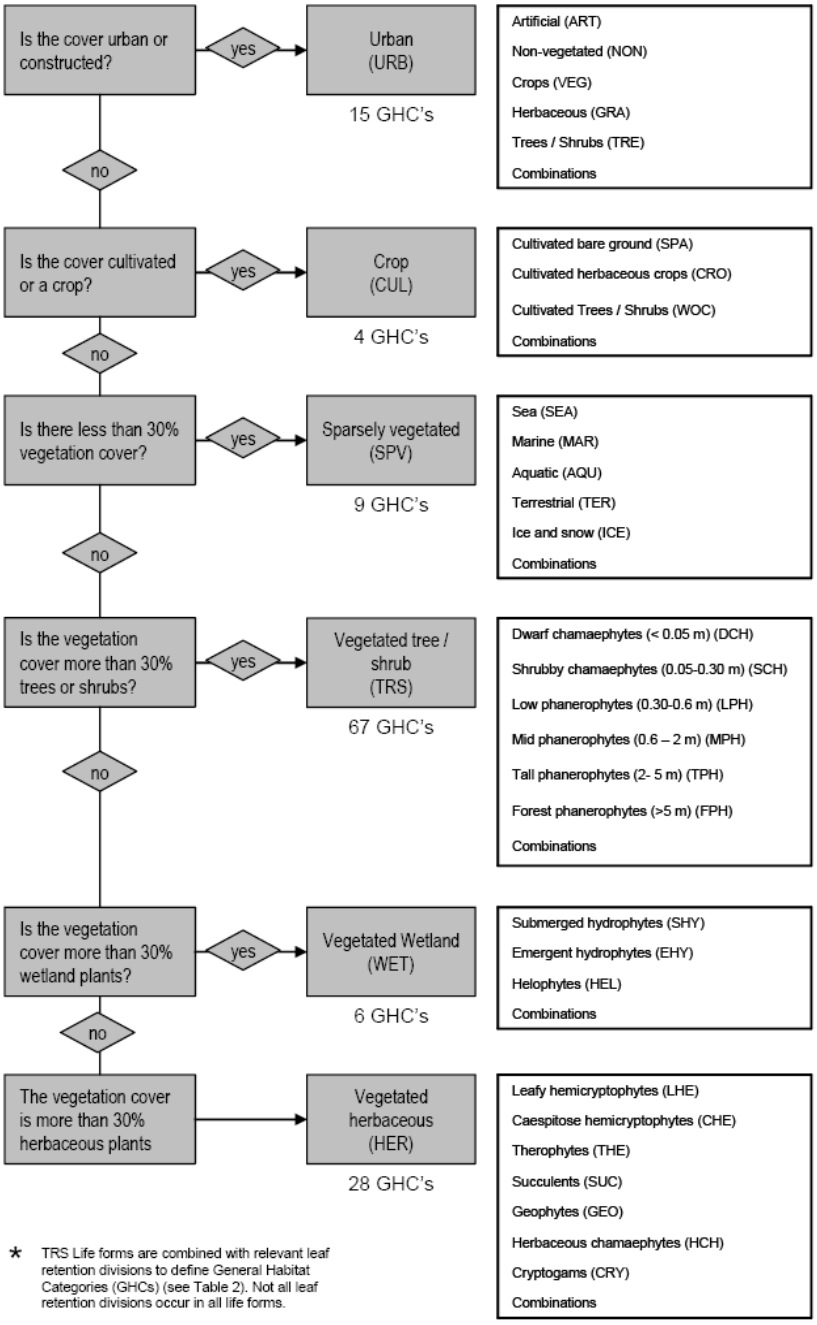


Figura 2 La chiave dicotomica principale per indicare le GHC (da Bunce *et al.* 2008)

Applicazioni in Italia

Il metodo BIOHAB è stato applicato in Italia, in due contesti differenti. In un primo caso è stato effettuato un transetto in Lombardia (fig. 3), nel secondo caso è stato analizzato in dettaglio il bacino idrografico del fiume Foglia in Emilia Romagna (Bertozzi, 2007)

Durante la primavera 2007 sono stati rilevati in campo 4 quadrati in Lombardia disposti lungo un transetto ideale che dalla bassa pianura raggiunge i monti lariani.

In Emilia Romagna sono stati individuati 16 quadrati all'interno del bacino, scelti sulla base della diversa disposizione degli stessi all'interno del bacino (fig. 4).

Il punto di partenza del procedimento si è basato sull'analisi di foto aeree georeferenziate importate all'interno del progetto (si veda Bertozzi, 2007 per una descrizione accurata delle foto aeree a disposizione). La carta ridigitalizzata può essere considerata valida per l'anno 2003. Sovrapponendo alle foto aeree la zona di interesse abbiamo cominciato a ridigitalizzare tutto l'uso del suolo, in quanto quello già a nostra disposizione risaliva al 1978. Abbiamo utilizzato l'uso del suolo che avevamo, i tipi forestali e le altre carte a nostra disposizione come indicazione generale per stabilire le classificazioni delle singole aree. Ci siamo quindi avvalsi dei codici presenti all'interno della carta dell'uso del suolo facendo poi corrispondere determinati General Habitat Categories (GHC) a seconda della situazione.

Tabella 2 Life forms adottate per registrare le GHC sulla base delle definizioni di Raunkiaer (1934)

Herbaceous HER		
Submerged hydrophytes	SHY	Plants that grow beneath the water. This category includes marine species and floating species which over-winter below the surface
Emergent hydrophytes	EHY	Plants that grow in aquatic conditions with the main plant above water
Helophytes	HEL	Plants that plants that grow in waterlogged conditions
Leafy hemi-cryptophytes	LHE	Broad leaved herbaceous species, sometimes termed forbs.
Caespitose hemi-cryptophytes	CHE	Perennial monocotyledonous grasses and sedges
Therophytes	THE	Annual plants that survive the unfavorable season as seeds.
Succulent chamaephytes	SUC	Plants with succulent leaves
Geophytes	GEO	Plants with buds below the soil surface
Cryptogams	CRY	Non-saxicolous bryophytes and lichens, including aquatic bryophytes
Herbaceous chamaephytes	HCH	Plants with non-succulent leaves and non-shrubby form
Shrubs and trees TRS		
Dwarf chamaephytes	DCH	Dwarf shrubs: below 0.05 m
Shrubby chamaephytes	SCH	Under shrubs: 0.05–0.3 m
Low phanerophytes	LPH	Low shrubs buds: 0.30–0.6 m
Mid phanerophytes	MPH	Mid shrubs buds: 0.6–2.0 m
Tall phanerophytes	TPH	Tall shrubs buds: 2.0–5.0 m
Forest phanerophytes	FPH	Trees: over 5.0 m
Leaf retention divisions (to be used in conjunction with TRS)		
Winter deciduous	DEC	
Evergreen	EVR	
Coniferous	CON	
Non-leafy evergreen	NLE	
Summer deciduous and/or spiny cushion	SPI	

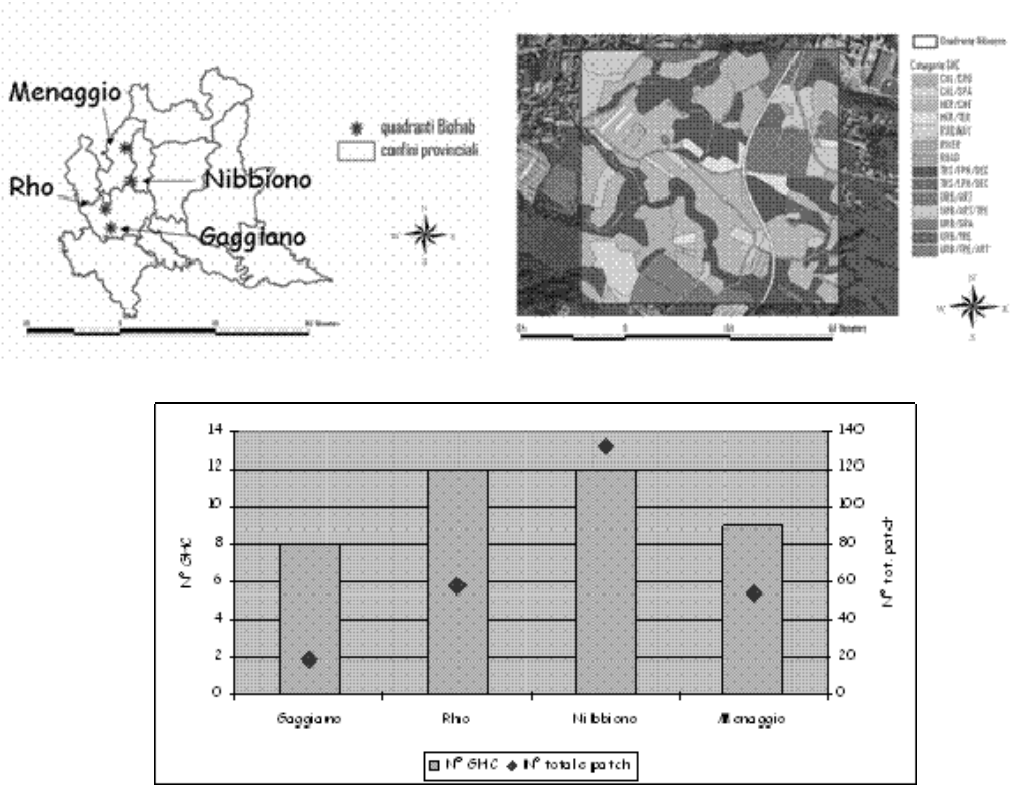


Figura 3 Le analisi svolte in Lombardia. In alto a sinistra i quattro quadrati di rilevo. In alto a destra la cartografia delle GHC per il quadrato di Nibbiono e in basso il numero totale di patches e di GHC misurato nei quattro quadrati.

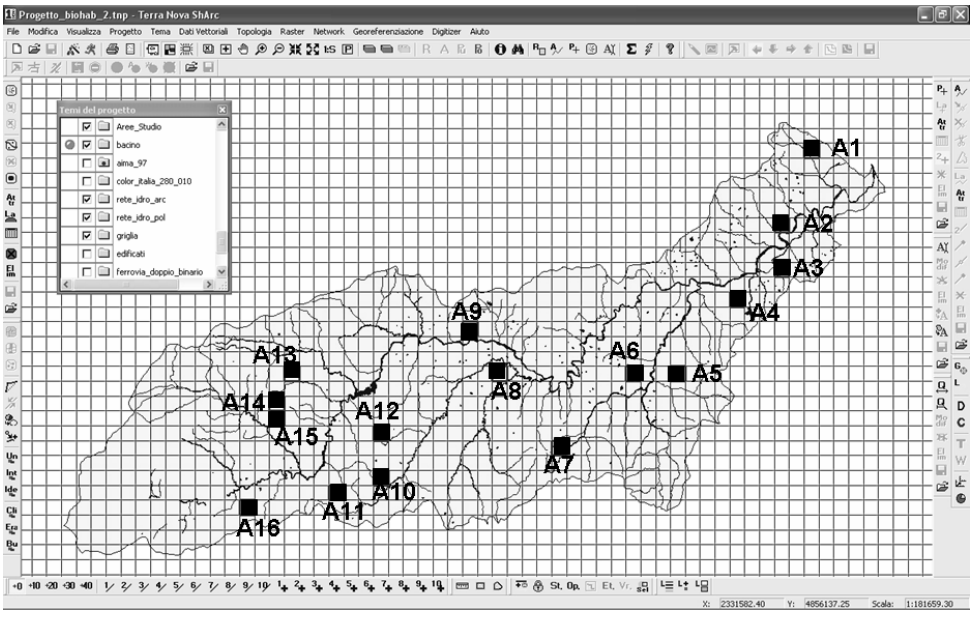


Figura 4 Quadrati di rilevo nel bacino del torrente Foglia

Risultati ottenuti

Per quanto riguarda il transetto effettuato in Lombardia, nei quattro quadrati analizzati sono state classificate 50 GHC differenti, 20 delle quali appartenti ad habitat agricoli, 18 ad habitat urbani e le restanti ad habitat naturali di tipo forestale.

Come del resto era prevedibile è emerso un gradiente di forestazione spostandosi da sud verso nord. Per contro la dimensione media delle patches raggiunge il massimo livello a Nibbiono, dove a fronte di 12 GHC si ha un numero medio di patches pari a 130, mentre ad esempio a Gaggiano sono state rilevate complessivamente 8 GHC e 20 patches complessive (figura 3).

Nel Bacino del Foglia, una volta attribuite le classificazioni GHC Biohab, abbiamo potuto inserire i dati relativi in tabelle per effettuare dei confronti. In questo modo abbiamo creato due tabelle, una per l'anno 2003 e una per il 1978.

Partendo da queste due tabelle, con l'utilizzo di un programma di statistica, abbiamo potuto costruire due dendrogrammi, attraverso un'analisi a due a due dei diversi risultati presenti in tabella. In questi dendrogrammi le diverse aree sono riunite in vari gruppi a seconda delle somiglianze che il programma ha riscontrato nella comparazione fra le aree in ha (fig.5).

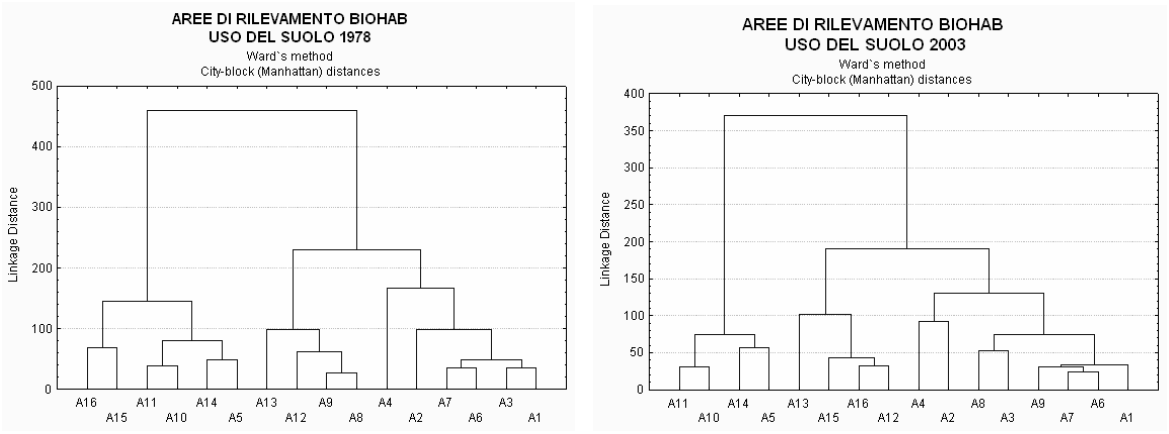


Figura 5 – Risultati dei dendrogrammi delle 16 aree del foglia nei due periodi di analisi

Sia per il 1978 che per il 2003 si evidenziano 3 gruppi, cui corrisponde un gradiente di naturalità, valutato anche secondo l'indice IVN (Ferrari *et al.* 2008). Il gruppo 1 rappresenta le aree maggiormente artificializzate, il gruppo 2 le aree intermedie (seminaturali) e il gruppo tre le aree naturali. Nel 1978 la suddivisione è la seguente: gruppo 1 6 quadrati, (A1, A2, A3, A4, A6, A7); gruppo 2, quattro quadrati (A8, A9, A12, A13); gruppo 3 (A5, A10, A11, A 14, A15, A16). Nel 2003 la situazione si è trasformata: gruppo 1, otto quadrati (A1, A2, A3, A4, A6, A7, A8, A9); gruppo 2, quattro quadrati (A12, A13, A15, A16) gruppo 3, quattro quadrati (A 5, A10, A11, A14).

Appare subito evidente innanzitutto una diminuzione delle zone più naturali nel 2003 rispetto al 1978 con un aumento di quelle urbanizzate. Per cui risulta chiaro come le aree antropizzate si siano espanse dalla parte bassa del bacino verso quella medio-alta, a scapito di quelle seminaturali e in particolare di quelle a maggior grado di naturalità. Vediamo infatti anche uno spostamento della aree seminaturali verso la parte dell'alto bacino con una riduzione da sei a quattro della aree verdi, cioè quelle meno antropizzate. Notiamo invece l'omogeneità di distribuzione della aree urbanizzate lungo il corso del fiume nella parta bassa della valle, con un'unica eccezione della zona A5 che risulta essere naturale trovandosi in un'area boscosa distaccata dalle zone abitate.

Discussione e conclusioni

Attraverso l'applicazione della metodologia prevista dal progetto Biohab si evidenzia che una metodologia standard di controllo e valutazione del territorio permette di

coordinare le informazioni sugli habitat per ottenere stime affidabili sulla loro estensione e sui relativi cambiamenti a livello di biodiversità.

Soffermandosi invece sui risultati che questa procedura ci ha permesso di ottenere nei due casi studio possiamo asserire che:

- nei quattro quadrati lombardi sono stati evidenziati dei gradienti di forestazione (da sud verso nord); di antropizzazione (picco a Rho – hinterland milanese), di frammentazione (picco a Nibbiono) e di grana del paesaggio;
- la situazione generale del Bacino del foglia può ancora essere considerata buona, grazie alla presenza nella zona collinare dell'Alto Bacino di una situazione sostanzialmente tuttora naturalizzata, non eccessivamente intaccata dalla presenza antropica;
- notiamo però un peggioramento generale delle condizioni del Bacino negli ultimi 20 anni, passando dal 1978 al 2003, con una diminuzione delle aree maggiormente ricche a livello naturale e uno spostamento di quelle seminaturali, dovute ad un'espansione antropica dalla zona costiera verso quella collinare;
- è importante anche evidenziare come sia emerso dal confronto fra metodi, che un miglioramento portato da un aumento di naturalità, quindi un miglioramento qualitativo, in una zona già fortemente antropizzata, non abbia particolari risvolti positivi sulla condizione della zona in sé. Al contrario, anche una piccola variazione in senso antropico in aree ricche di vegetazione può portare a modificazioni negative significative

Riferimenti bibliografici

Bertozzi S 2007 *Applicazione del metodo BIOHAB mediante GIS per l'analisi del paesaggio del bacino del Foglia*. Tesi di laurea dell'Università degli Studi di Urbino "Carlo Bo"

Bloch-Petersen M., Brandt J. e Olsen M., 2006. Integration of european habitat monitoring based on plant life form composition as an indicator of environmental change and change in biodiversity. Geografisk Tidsskrift, Danish Journal of Geography 106: 61-74.

Bunce R.G.H., Groom G.B., Jongman R.H.G., Padoa-Schioppa E. (Eds) (2005). *Handbook for Surveillance and Monitoring of European Habitats*. (pp. 1-107). Wageningen: Alterra. Alterra-rapport series 1219

Bunce Rgh, Metzger Mj, Jongman Rhg, Brandt J, De Blust, Elena-Rossello R, Groom Gb, Halada L, Hofer G, Howard Dc, Kovar P, Mucher Ca, Padoa-Schioppa E., Paelinx D, Palo A, Perez-Soba M, Ramos Il, Roche P, Skanes H, Wrbka T. (2008). A standardized procedure for surveillance and monitoring European habitats and provision of spatial data. *Landscape Ecology*. 23 (1): 11-25

Ferrari C., Pezzi G., Diani L., Corazza M. (2008) Evaluating landscape qualità with vegetation naturalness maps: an index and some inferences. iApplied vegetation Sciences 11: 243-250

CODIFICA, VALUTAZIONE, SPAZIALIZZAZIONE E RISCHIO LEGATO ALLE PRESSIONI ANTROPICHE INSISTENTI SU AREE PROTETTE AD ELEVATO VALORE NATURALISTICO

L.Piani, M.Sigura

Centro Interdipartimentale CARTESIO, Università di Udine, Via Palladio 8, 33100 Udine, Tel 0432/558658, Fax 0432/558603 email: maurizia.sigura@dpvta.uniud.it

---

Coding, assessment, spatialization of anthropogenic pressures risk in high nature value protected areas
The study is part of a research developed under the Interreg IIIA (Italy-Slovenia) Palpis project aimed at the definition of Conservation and Development Plan for the Julian Alps Regional Natural Park (Friuli Venezia Giulia region, Italy)
The study focused on the identification of pressure sources (infrastructure and productive activities), the definition of pressure's potential impacts factors, the qualitative assessment of impact factors. Pressure evaluation has been reported on a map (Antropic pressures map), that was the basic layer used in the subsequent environmental sensibility analysis.

Abstract
Lo studio presentato è parte di una ricerca sviluppata nell'ambito del progetto Interreg IIIA (Italia-Slovenia) - Palpis - indirizzato alla predisposizione di una proposta di Piano di Conservazione e Sviluppo per il Parco Naturale Regionale delle Prealpi Giulie che è situato nella regione Friuli Venezia Giulia.
Il tema della coesistenza tra attività produttive e tutela degli ambienti naturali riveste infatti un particolare interesse nelle proposte di gestione di siti quali i Parchi e i Siti di Importanza Comunitaria. La valutazione dell'importanza che hanno le pressioni antropiche come possibili fonti di impatto sugli habitat presenti nell'area è stata condotta attraverso le seguenti fasi:
- identificazione delle fonti di pressione (infrastrutture e attività produttive)
- definizione dei parametri per la valutazione dell'importanza delle fonti di pressione in relazione ai potenziali impatti sull'ambiente
- analisi dei fattori di impatto che derivano dalle fonti di pressione
- valutazione qualitativa dei fattori di impatto
- assegnazione di un valore alle pressioni

Il valore delle pressioni è stato riportato su una base cartografica che è stata successivamente posta in relazione con le informazioni derivanti dalle analisi di tipo naturalistico.

Introduzione

Il problema della coesistenza di aspetti naturalistici da tutelare e attività economiche da sviluppare è da sempre stato uno degli aspetti più conflittuali che hanno accompagnato la vita delle aree protette a tutti i livelli, regionale e nazionale. Nella regione Friuli Venezia Giulia è stata la difficoltà di coniugare tutela della natura e sviluppo economico che ha portato, nel corso degli anni '80, '90, al ridimensionamento

del numero di parchi naturali regionali, passati dai 14 previsti dal Piano Urbanistico Regionale del 1978 ai 2 previsti dalla Legge Regionale 42/96, che rappresenta ad oggi lo strumento legislativo di riferimento per le aree tutelate regionali.

La necessità di approcci operativi nuovi capaci di far coesistere interessi conflittuali emerge in maniera particolare nell'ambito dell'elaborazione di strumenti di gestione per le aree tutelate. Le tematiche della valutazione delle pressioni derivanti da attività antropiche e della valorizzazione delle opportunità di sviluppo hanno assunto un ruolo centrale, assieme all'attivazione di un processo partecipativo, nel progetto che ha portato alla predisposizione di una proposta di Piano di conservazione e sviluppo per il Parco delle Prealpi Giulie, uno dei due parchi naturali regionali del Friuli Venezia Giulia.

Il presente contributo riguarda, in particolare, l' approfondimento di una proposta di analisi e valutazione dell'impatto che queste pressioni esercitano a livello ecologico e della possibile coesistenza delle stesse con la tutela di particolari aspetti naturalistici.

L'attività è stata condotta nell'ambito del progetto Palpis, Pianificazione partecipata transfrontaliera di aree di elevato valore naturalistico nell'area meridionale delle Prealpi Giulie (Interreg IIIA Italia–Slovenia, 2005-2007). Gli obiettivi perseguiti, oltre alla collaborazione transfrontaliera per la gestione delle aree tutelate, hanno previsto la messa a punto di proposte di gestione e salvaguardia dell'area tenendo conto non solo dell'area a Parco ma anche del Sito di Importanza Comunitaria (SIC IT3320012) in buona parte coincidente con il Parco stesso. Ciò in considerazione della necessità di individuare strategie di sviluppo sostenibile per le aree coinvolte caratterizzate da forte marginalità socio-economica.

Il Parco delle Prealpi Giulie si trova nell'area montana regionale ai confini con la Slovenia. Ha una superficie complessiva di quasi 10.000 ettari che si estende a cavallo di due unità geografiche distinte: le Alpi e le Prealpi Giulie. Il parco comprende parte del territorio di 6 comuni: Chiusaforte, Lusevera, Moggio Udinese, Resia, Resiutta e Venzone. L'area presenta notevoli valori ecologici espressi da più di 1.400 specie e sottospecie di flora, da oltre 40 endemismi, divesi habitat di Allegato I della Direttiva Habitat e numerose specie di fauna di importanza comunitaria tra le quali la Lince e l'Orso. Per quanto concerne la presenza dell'uomo l'area presenta un numero limitato di attività produttive per lo più legate al settore agricolo e forestale, fattori che hanno contribuito al mantenimento dell'elevato grado di naturalità della zona.

Analisi e valutazione delle pressioni derivate da attività antropiche

L'analisi e la valutazione delle categorie di pressione antropica dalle quali derivano minacce per specie ed habitat riveste una importanza fondamentale ai fini della gestione efficace delle aree tutelate e della salvaguardia dei valori naturalistici che le caratterizzano. Tale attività, infatti, risponde alla necessità di conoscere quali, dove e quanto importanti sono le attività economiche, di fruizione facenti capo ai servizi che insistono sull'area protetta.

Tale analisi ha previsto una prima fase di definizione delle fonti di pressione seguita dalla valutazione degli impatti potenziali delle stesse sulla base di un set di criteri in linea con altre esperienze condotte a livello italiano (Bresso, Gamba, Zeppetella, 1992) ed europeo (Institute of Ecology and Environmental Management, 2006). La valutazione è stata accompagnata dal rilievo cartografico degli elementi di pressione che ha consentito lo studio delle stesse nel contesto reale ed ha avuto come risultato la Carta delle pressioni antropiche. Quest'ultima ha assunto un ruolo importante in termini di rappresentazione nelle fasi successive del lavoro quali la definizione delle criticità,

intese come l'insieme di caratteristiche che determinano priorità di conservazione sulla base dei valori naturalistici, della sensibilità delle stesse e della magnitudo degli impatti generati dalle pressioni antropiche, spesso cumulativi poiché derivati dalla presenza nello stesso sito di più fattori di pressione.

Definizione delle fonti di pressione

I principali settori economici presenti nell'area indagata le cui attività possono esercitare una pressione sulle componenti ambientali sono risultai essere i seguenti:

- settore dei servizi e dell'energia;
- settore dei trasporti;
- settore turistico;
- settore agro-forestale (le attività del settore venatorio sono vietate nell'intera area Parco)

L'analisi dei settori suddetti ha consentito di evidenziare una serie di infrastrutture (tabella 1) alle quali sono associate specifiche attività di utilizzo e che rappresentano fonti di pressione antropica sull'ambiente.

Tabella 1 Elenco delle fonti di pressione rilevate nell'area indagata

settore dei servizi	**settore dei trasporti**	**settore del turismo**	**settore agroforestale**
infrastrutture interrate: metanodotti, acquedotti *infrastrutture aeree*: elettrodotti, antenne per la telefonia	autostrade, strade statali, ferrovie strade comunali strade forestali sentieri con manutenzione ad alta frequentazione	*strutture ricettive* alberghi rifugi agriturismi bivacchi ricoveri montani stavoli *strutture sportive* impianti di risalita piste da sci	foreste produttive pascoli prati attività agricole

Scelta dei parametri per la valutazione delle pressioni

La valutazione delle pressioni ha implicato la identificazione degli impatti potenziali ad esse associabili. Per la valutazione sono stati scelti una serie di parametri qualitativi, successivamente integrati nella costruzione di una scala omogenea per la definizione della significatività degli impatti. La scelta dei parametri è stata mirata alla caratterizzazione delle pressioni antropiche, in maniera trasparente, codificata e riproducibile

I parametri di valutazione hanno riguardato:

- la magnitudo, intesa come rilevanza dell'impatto, incidenza potenziale delle fonti di pressione,
- estensione della pressione, intesa come estensione nello spazio dell'impatto potenziale derivante dalla fonte di pressione: lineare (<2metri, 2-4 metri, >4 metri, areale)
- durata intesa come il periodo in cui si manifesta l'impatto a seguito della presenzadella pressione (stagionalità dell'impatto).

Tali parametri sono stati valutati su una scala di valutazione basata su tre livelli di rilevanza: molto rilevante (3), rilevante (2), lieve (1) per quanto riguarda la magnitudo e

la estensione della pressione sulla base di due livelli, lieve e rilevante, per quanto riguarda la durata.

La definizione della magnitudo

Per la magnitudo sono stati definiti specifici fattori di impatto, associati alle pressioni, che hanno tenuto conto dei possibili effetti in termini di riduzione di habitat e disturbo della fauna, valutati nell'ambito di un tavolo di lavoro costituito dagli esperti delle diverse discipline coninvolti nelle analisi di settore (flora, vegetazione, fauna, geologia, agricoltura, foreste,..) del progetto Palpis.

I fattori d'impatto hanno riguardato:

- produzione di rumore;
- alterazione del sistema idrologico e del suolo**;**
- emissione di sostanze inquinanti in atmosfera**;**
- interruzione della continuità ecologica;
- altri fattori impattanti su fauna e habitat (es: rischio di incidenti, ..)

I valori assegnati ai fattori di impatto, correlati alle diverse fonti di pressione, sono stati attribuiti secondo la seguente scala: 0 assenza del fattore di impatto; 1 fattore di impatto lieve; 2 fattore di impatto rilevante.

Di seguito viene presentata la matrice (tabella 2) in cui si riportano la valutazione delle fonti di pressione rilevate nell'area sulla base dei valori assegnati ai fattori di impatto. I i valori riportati vanno a comporre il valore totale della magnitudo ,rielaborato attraverso una riclassificazione (tabella 3) che consente di definire la rilevanza della fonte di pressione in termini di potenziale impatto sul territorio su una scala compresa tra 1 e 3 (lieve, rilevante, molto rilevante), al fine di rendere la valutazione confrontabile con quella dei restanti parametri. I risultati emersi sono in linea con valutazioni analoghe condotte in Italia (ARPA Piemonte, 2002).

Tabella 2 Matrice di valutazione della magnitudo degli impatti (0=assenza di impatto; 1= lieve; 2 rilevante)

Fattori Tipo di pressione	Rumore	Interruzione ecologica	Inquinamento atmosferico	Effetti su idrologia e suolo	Altri effetti su habitat e fauna	Valore totale	Rilevanza della magnitudo
Infrastrutture interrate	0	1	0	2	1	4	2
Infrastrutture aerea linee elettriche e telefonia	1	2	0	0	1	4	2
Infr aerea elettrodotti	1	2	1	1	2	7	3
Strada asfaltata con maggior di x transiti (statale)	2	2	2	2	2	10	3
Strada asfaltata con meno di x transiti (strada comunale)	2	2	1	1	1	7	3
Strada non asfaltata (forestali)	1	1	1	1	0	4	2
Impianti di risalita	2	2	1	0	2	7	3
Piste da sci con > di x presenze	2	1	0	2	2	7	3
Sentieri molto frequentati	2	1	0	1	1	5	2
Sentieri poco frequentati	1	0	0	1	0	2	1
Alberghi	2	2	2	1	1	8	3
Rifugi molto frequentati	2	1	1	1	2	7	3
Rifugi poco frequentati	1	1	0	0	1	3	1
Bivacchi	1	1	0	1	1	4	2
Agriturismi molto frequentati	2	2	1	1	1	7	3
Ricoveri montani e stavoli utilizzati	1	1	0	0	0	2	1

Tabella 2 *(segue)* Matrice di valutazione della magnitudo degli impatti (0=assenza di impatto; 1= lieve; 2 rilevante)

Fattori Tipo di pressione	Rumore	Interruzione ecologica	Inquinamento atmosferico	Effetti su idrologia e suolo	Altri effetti su habitat e fauna	Valore totale	Rilevanza della magnitudo
Malghe	1	1	0	1	0	3	1
Manifestazioni giornaliere	2	0	1	0	2	5	2
Attività speleo	1	0	0	1	2	4	2
Attività agricole	1	1	0	1	1	4	2
Bosco di produzione servito	2	0	1	1	1	5	2
Bosco di produzione non servito	2	0	1	1	1	5	2

Tabella 3 Criteri di trasformazione dei valori totali di magnitudo in valori di rilevanza della magnitudo.

Scala di valutazione della magnitudo	Valore totale magnitudo	Rilevanza della magnitudo
Assenza di impatto	0	0
Lieve	1 – 2 – 3	1
Rilevante	4 – 5 - 6	2
Molto rilevante	7 – 8 – 9 - 10	3

Passando alla valutazione complessiva delle pressioni i valori derivati dalla assegnazione della magnitudo sono stati incrociati con gli altri parametri che identificano le caratteristiche ambientali dell'impatto: estensione e durata (Zeppetella A. *et al.,* 1992).

I valori calcolati variano tra un minimo di 1 ed un massimo di 18 (tab 4)

Tabella 4 Valore totale delle pressioni: 1= lieve L **-** 2= rilevante R **-** 3= molto rilevante MR

Infrastruttura interessata	Magnitudo	Estensione	Durata	Valore totale	Classe di appartenenza
Infr. interrata	2	1	2	4	medio
Infr aerea linee elettriche e telefonia	2	2	2	8	medio
Infrastruttura aerea elettrodotti	3	2	2	12	alto
Strada asfaltata con maggior di x transiti (statale)	3	3	2	18	alto
Strada asfaltata con meno di x transiti (strada comunale)	3	3	1	9	alto
Strada non asfaltata (forestali)	2	2	1	4	medio
Impianti di risalita	3	2	2	12	alto
Piste da sci con > di x presenze	3	3	2	18	alto
Sentieri molto frequentati	3	1	1	3	medio
Sentieri poco frequentati	1	1	1	1	lieve
Alberghi	3	3	2	12-18	alto
Rifugi molto frequentati	3	3	2	18	alto
Rifugi poco frequentati	2	3	1	6	medio
Bivacchi	2	1	1	2	lieve
Agriturismi molto frequentati	3	3	1	9	alto
Ricoveri montani e stavoli utilizzati	1	1	1	1	lieve
Malghe	1	3	1	3	medio
Attività agricole	1	3	1	3	medio
Manifestazioni giornaliere	2	2	1	4	medio
Attività speleo	2	1	2	4	medio
Bosco di produzione servito	2	3	1	6	medio
Bosco di produzione non servito	2	1	1	2	lieve

Successivamente i valori totali ottenuti (tabella 5) sono stati rielaborati sulla base di una metodologia che si rifa alla classificazione in ranghi di importanza degli impatti

(Zeppetella *et al*., 1992)[71] che ha consentito di ottenere una sintesi dei livelli di importanza (tabella 11) su una scala a tre valori. Questo passaggio garantisce la trasparenza e la ripercorribilità del procedimento.

Tabella 5 Scala di attribuzione del significato ambientale

Magnitudo	Durata	Estensione	Classe	Valore
1	1	1	lieve	1
2	1	1	lieve	2
1	2	1	lieve	2
1	1	2	lieve	2
3	1	1	medio	3
1	1	3	medio	3
2	1	2	medio	4
2	2	1	medio	4
1	2	2	medio	4
3	2	1	medio	6
1	2	3	medio	6
2	2	2	medio	8
3	1	3	alto	9
3	2	2	alto	12
2	2	3	alto	12
3	2	3	alto	18

Infine, si è proceduto a rappresentare (formalizzare) in termini cartografici i rislutati ottenuti nella fase di valutazione attribuendo a ciascuna fonte di pressione una scala cromatica corrispondente ai valori lieve (verde), medio (giallo) ed alto (rosso).

La Carta delle pressioni antropiche

La Carta delle pressioni antropiche è stata sviluppata alla scala 1:25.000 sulla base del dettaglio delle informazioni disponibili e in relazione alla necessità di rendere leggibile, in maniera sinottica, l'informazione relativa alle aree studiate. Queste ultime comprendono non solo i confini amministrativi del Parco Naturale delle Prealpi Giulie e dell'area SIC IT3320012 "Prealpi Giulie Settentrionali", ma comprendono anche un'unità ambientale omogenea, denominata "Area di studio" che rispecchia, da un lato la condizione essenziale di rappresentatività degli studi ambientali (vegetazione, fauna, geologia, ecc.), dall'altro il rimando indispensabile per l'individuazione di effetti indiretti prodotti da attività antropiche esterne alle aree strettamente tutelate, oppure opportunità di sviluppo che possono concorrere alla valorizzazione complessiva della zona.

L'Area di Studio è stata tracciata considerando come limiti: il confine di stato, la viabilità principale, i corsi d'acqua e la linea basale dei rilievi (curva di livello più bassa prima del fondovalle) scelti a seconda della presenza specifica degli stessi nel tratto di territorio considerato.

[71] 1-2 sono presenti quando per tutti i criteri il valore è 1o per uno dei criteri è 2; 3-8 quando per uno dei criteri il valore è 3 o per tutti i criteri il valore 2; 9-18 quando almeno per due criteri il valore 3

I confini delle aree del Parco Naturale Regionale Prealpi Giulie e del SIC "Prealpi Giulie settentrionali" sono stati rilevati dalla cartografia ufficiale della Regione Friuli Venezia Giulia. Si precisa che nei documenti cartografici l'Area di studio non viene esplicitata in legenda poiché corrisponde all'estensione delle variabili trattate.

La Carta delle pressioni antropiche (figura 2) si configura come una cartografia derivata che raccoglie l'elaborazione di informazioni di base relative alle attività condotte dall'uomo nell'area indagata ed alle pressioni ad esse legate. Si tratta dello strato informativo che esprime i risultati derivati dal processo di interpretazione dei fattori di rischio che consente, successivamente, di individuare le criticità presenti.

La costruzione della carta, elaborata con ArcGis (ESRI), ha previsto il rilievo di elementi di supporto ad attività antropiche quali infrastrutture energetiche come elettrodotti, strade, piste da sci, o le strutture ricettive con un alta frequentazione, mantenendo come base la Carta Tecnica Regionale Numerica 1:5.000. La simbologia utilizzata in legenda (riportata in figura 1) è completata dalla scala colorimetrica che esprime il livello di impatto della pressione stessa valutato con il metodo sopra riportato.

Dalla lettura della Carta emerge che la collocazione nel territorio delle diverse tipologie di pressione e rappresenta un elemento operativo essenziale per la lettura della distribuzione e degli eventuali effetti cumulativi dei fattori di pressione sull'ambiente. In particolare i boschi in produzione rappresentano una pressione molto estesa, in particolare a sud-est dell'area, che si associa non solo con viabilità forestale ed attività agricole (generalmente malghe), ma anche con viabilità principale ad elevato impatto. Interessante anche notare come elementi areali non definiti (es. l'area di presenza delle grotte) risultino associati ad elementi puntuali legati alla fruizione (es. riduci, bivacchi, ecc.) consentendo una visione integrata dei possibili impatti derivati da fonti diverse ma sinergiche poiché funzionali ad un medesimo settore.

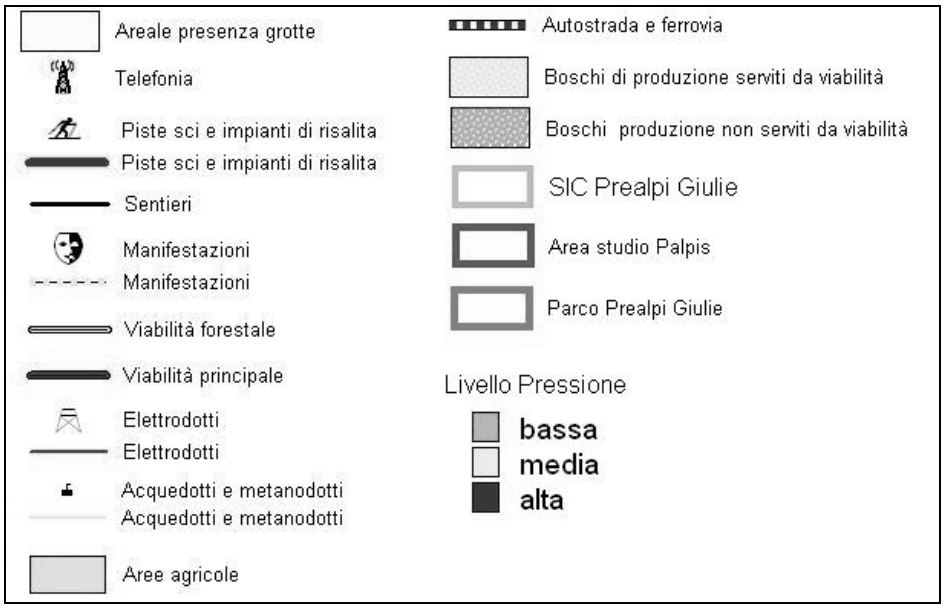


Figura 1 Simbologie e classi di elementi riportate nella legenda

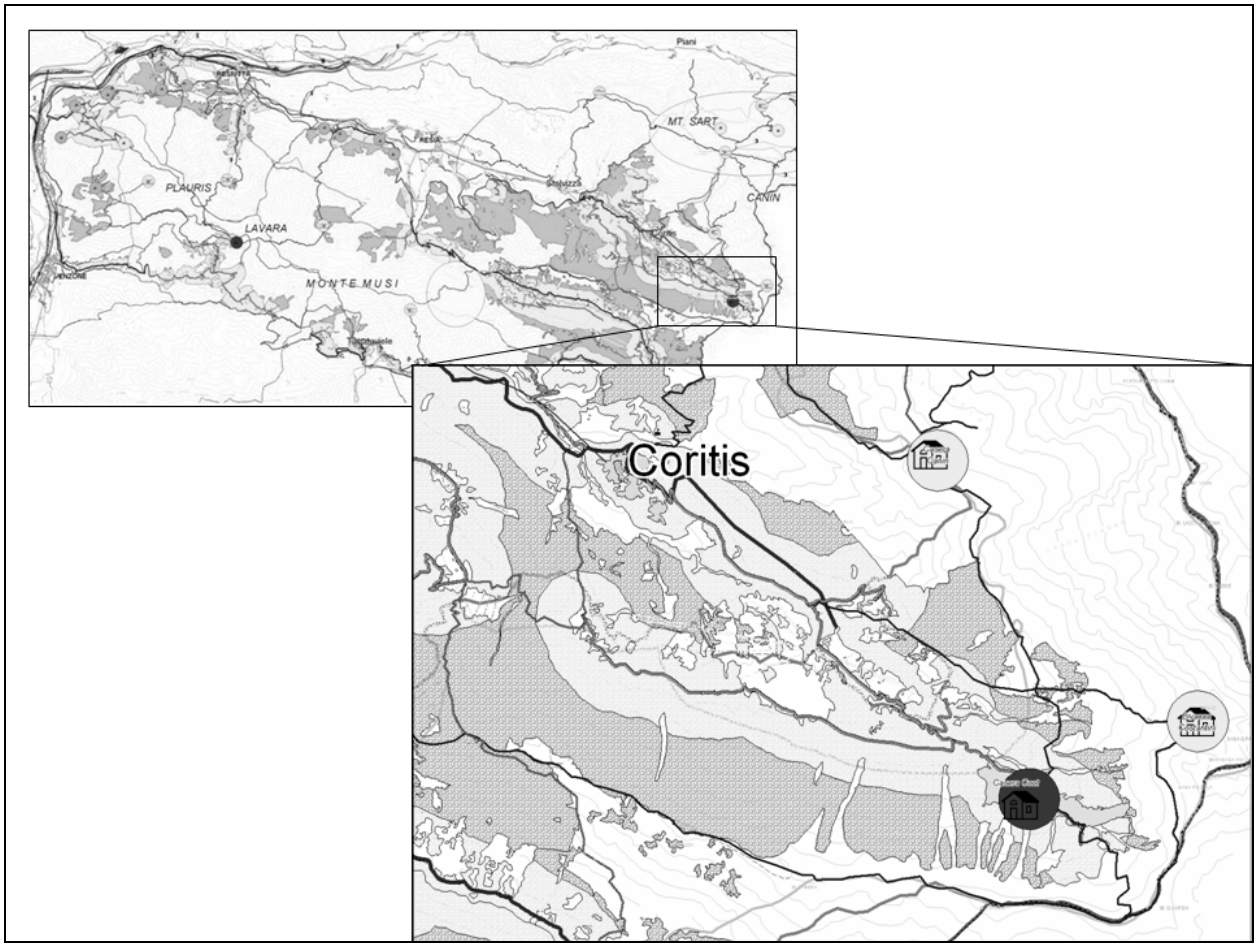


Figura 2 Carta delle pressioni

Riferimenti bibliografici

ARPA Piemonte (2002) Sostenibilità ambientale dello sviluppo, tecniche e procedure di valutazione di impatto ambientale, ARPA Piemonte, PINEROLO (TO).
Zeppetella A. Bresso M., Gamba G. (1992) Valutazione Ambientale e Processi di decisione, NIS, Roma.

Il lavoro è frutto di una impostazione comune dei due autori. In particolare la dott.ssa Maurizia Sigura ha curato la stesura dei paragrafi 1 e 3 e la dott.ssa Lucia Piani ha curato la stesura del paragrafo 2.

STRUMENTI DI MISURA DELLE REGOLE PAESAGGISTICHE: UNA SPERIMENTAZIONE PER LA REGIONE DEL CHIANTI

I.Tabarrani, F.Lucchesi

Laboratorio per la Rappresentazione Identitaria e Statutaria del Territorio (LARIST), Dipartimento di Urbanistica e Pianificazione del Territorio, Università di Firenze (DUPT), via Cavour, 36, 50053 EMPOLI (FI), tel 0571/757886, fax 0571/757832, e-mail larist@unifi.it

---

Measuring instruments for landscapes rules: an experiment on the region of chianti

In this work we present the first outcomes in testing a methodology aimed to provide instruments to evaluate in a quantitative way the morphological features of rural landscapes. These instruments have been designed and tuned up in order to monitor the changing dynamics and correlate them to the principles of landscape's environmental sustainability. They could made a contribute to settle landscape policies and consequently the instruments and actions necessary to guide and supervise the changes on a large scale.
This methodology is made up of two phases: a descriptive one, where the objective is to find the morphological characters of the rural landscapes and their evolution trends; the interpretative and evaluative phase identifies the relationship between the elements by defining the landscape "idealtipi". The latter describes the local landscape's rules through the definition of specific quantitative parameters, the landscape ecology indexes. Finally we define some threshold values characterizing the territory, that can behave as quality indicators for the study of the landscape.

Abstract

Il contributo presenta i primi esiti della sperimentazione di una metodologia finalizzata a individuare strumenti di valutazione quantitativa dei caratteri di identità morfologica dei paesaggi rurali. Tali strumenti sono stati concepiti e messi a punto allo scopo di monitorare le dinamiche di cambiamento e metterle in relazione con principi di sostenibilità ambientale e paesaggistica, e possono fornire un contributo importante alla definizione di politiche e strumenti di indirizzo e controllo delle trasformazioni ad una scala di grande dettaglio. Si fa riferimento in particolare alla individuazione di "obiettivi di qualità" nella redazione di piani provinciali di interesse paesaggistico, e alla definizione di criteri di valutazione integrata e strategica di piani e politiche di trasformazione territoriale alla scala della pianificazione comunale o comprensoriale.
La metodologia proposta si compone di una fase descrittiva e di una fase valutativa. Mentre nella fase descrittiva si prevede un'accurata individuazione degli elementi caratterizzanti le morfologie dei paesaggi rurali e delle dinamiche di trasformazione di tali elementi, nella fase valutativa le modalità di relazione tra gli elementi vengono restituite attraverso la definizione di idealtipi paesaggistici che esplicitano la sintassi delle regole locali e ne consentono la parametrizzazione attraverso l'uso di indici quantitativi tipici dell'approccio della *landscape ecology*. Il risultato è la definizione di valori-soglia che caratterizzano gli assetti identitari e quindi possono definire valori minimi di qualità.

Il contesto della ricerca e il problema scientifico

Il contributo presenta i primi esiti di una esperienza che sviluppa alcune indicazioni emerse da una ricerca applicata alla regione del Chianti e finalizzata a individuare strumenti per una gestione sostenibile del territorio agrario e per guidare le trasformazioni del paesaggio in continuità con la sua identità storica[72].

La crisi del sistema di conduzione mezzadrile, avviatasi negli anni Cinquanta del Novecento, rappresenta per il Chianti la principale soluzione di continuità nel processo di evoluzione della organizzazione economica e sociale. Questa frattura ha esiti profondi anche dal punto di vista della organizzazione paesaggistica. Se, infatti, gli assetti insediativi attuali appaiono debolmente trasformati rispetto alla organizzazione tradizionale fondata sull'appoderamento mezzadrile, il giudizio sui cambiamenti intercorsi nella organizzazione colturale negli ultimi cinquanta anni giunge a una conclusione diversa: la nuova organizzazione restituisce un'immagine difforme rispetto al paesaggio fortemente frammentato della coltura promiscua, tipicamente caratterizzata da un equilibrio dinamico tra colture arboree, seminativi e filari di siepi, orti e fasce boscate. Le attuali morfologie agrarie specializzate rispondono infatti ad una organizzazione agricola che ha portato ad una progressiva semplificazione della diversità e dell'articolazione morfologica del mosaico colturale, a inediti allineamenti dei filari dei coltivi, a significative variazioni nella densità e dell'estensione dei filari di siepi e dei boschetti intercolturali. Alla coltivazione consociata della mezzadria poderale si è progressivamente sostituita una produzione basata in prevalenza sulle colture specializzate, vigneti, soprattutto, e oliveti[73], in cui i sistemi di coltivazione sono stati ridisegnati in nuove forme e con diverse misure del mosaico agrario.

Fig. 1 Un particolare del paesaggio dell'olivo con impronta tradizionale: 1954, 1975, 2007.

[72] La ricerca si è svolta a partire dal settembre 2005 al dicembre 2006. Il lavoro, intitolato "Carta per la gestione sostenibile del territorio in agricoltura", è stato commissionato all'Università di Firenze dalle amministrazioni comunali e dal G.A.L. Eurochianti; la ricerca è stata inoltre promossa da un accordo preliminare fra Comuni e Consorzio Chianti Classico. La direzione scientifica della ricerca è stata affidata al Prof. Paolo Baldeschi del DUPT dell'Università di Firenze; i gruppi di ricerca coinvolti sono stati due: il primo, applicato in particolare alla valutazione del rischio erosivo connesso alla scelte di sistemazione viticola, è stato coordinato dal Prof. Camillo Zanchi del DISAT dell'Università di Firenze. Il secondo, dedicato al riconoscimento e alla descrizione della identità del paesaggio chiantigiano, è stato costituito presso il LARIST, un laboratorio di ricerca attivo presso il DUPT e dedicato alla sperimentazione e al perfezionamento di metodi e tecniche di rappresentazione del territorio finalizzate al riconoscimento, alla evidenziazione e alla valorizzazione dei suoi caratteri di identità. I risultati del lavoro hanno costituito il punto di partenza della riflessione successiva, in corso di sviluppo attraverso l'esperienza di dottorato di ricerca di Ilaria Tabarrani.

[73] Il vigneto e l'oliveto occupano rispettivamente circa 12.000 e 10.000 ettari su una SAU di 33.500 ettari. D'altra parte si deve considerare che l'area indagata ricade quasi perfettamente nella zona di produzione "Chianti Classico", dove circa 7.000 dei 10000 ettari coltivati a vite sono destinati alla produzione del vino Chianti Classico DOCG.

Il paradigma sul quale è stata fondata la strategia di ricerca ha concepito il paesaggio come un "territorio strutturato secondo regole" (Baldeschi, 2003); in questa chiave la comprensione del paesaggio passa non tanto dalla valutazione dei diversi materiali (insediativi, colturali, ambientali) che lo compongono, quanto dalla individuazione dei principi di relazione che li legano. Comprendere inoltre che tali regole non sono rigide, ma ammettono variazioni ed eccezioni, è essenziale per evitare di giudicare la qualità dei paesaggi solo da un punto di vista estetico o come insieme di reperti storici. Il paesaggio è da concepirsi piuttosto come l'esito della costituzione di sistemi complessi, che pongono in relazione virtuosa i diversi elementi sotto il profilo della razionalità funzionale e del rapporto con le condizioni ambientali in un processo continuo e coevolutivo. Con queste finalità, la prospettiva di indagine utilizzata vuol essere nitidamente multi-temporale: assetti insediativi e colturali individuati lungo soglie cronologiche successive debbono essere messi a confronto in modo da mettere in evidenza il bilancio complessivo delle persistenze e delle variazioni riconoscibili. Le trasformazioni intervenute debbono infine essere lette criticamente, valutandole in funzione della coerenza con le regole territoriali di lungo periodo, e ammettendo che cambiamenti, anche profondi, nei materiali dei quadri paesaggistici possano continuare a produrre l'identità del paesaggio locale a condizione che rispettino le regole insite nella struttura profonda del territorio.

Con queste premesse, il tema specifico oggetto del contributo riguarda i criteri di progettazione, le possibilità d'uso, e i caratteri di efficacia, di indicatori quantitativi descrittivi dei caratteri di identità morfologica del paesaggio agrario e della misura delle sue trasformazioni. L'intento generale è la verifica della possibilità di mettere a punto strumenti di valutazione utili per monitorare le dinamiche di cambiamento dei mosaici colturali e della organizzazione insediativa rurale; tali strumenti potrebbero infatti fornire un contributo importante alla definizione di politiche e strumenti di indirizzo e controllo delle trasformazioni ad una scala di grande dettaglio. Ci si vuol riferire in particolare alla individuazione di "obiettivi di qualità" nella redazione di piani provinciali di interesse paesaggistico, e alla definizione di criteri di valutazione integrata e strategica di piani e politiche di trasformazione territoriale alla scala della pianificazione comunale o comprensoriale. Da un punto di vista operativo la sperimentazione cerca di esplorare la possibilità di definire, attraverso la misura di indici di *landscape ecology* connessi ad assetti insediativi e colturali riconoscibili come caratteristici della identità di un luogo, dei valori-soglia che possano essere associati a valori minimi di qualità del paesaggio agrario, pur concepito in un processo evolutivo. Con questi obiettivi l'analisi ha evidenziato e misurato i cambiamenti intercorsi dal 1954 ad oggi negli usi del suolo, nella maglia agraria, nelle sistemazioni intercolturali e nel sistema insediativo di alcune aree campione.

Metodologia e fasi della ricerca

La metodologia utilizzata dalla ricerca sarà di seguito presentata nella sua articolazione in una preliminare fase ricognitiva e descrittiva e in una successiva fase interpretativa e valutativa.

La prima fase ha previsto il rilievo, realizzato via fotointerpretazione attraverso tecniche GIS, degli elementi caratterizzanti le morfologie dei paesaggi rurali alle diverse soglie temporali utilizzate[74]. Questa fase ha prodotto un sistema informativo

[74] Le descrizioni dei diversi paesaggi analizzati valutando tre soglie temporali: 1954, 1975, 2007. La prima data analizzata, quella del 1954, corrisponde alla ripresa eseguita dal Gruppo Aereofotografico

temporalmente stratificato relativo a: caratteri e forme del suolo, reticolo idrografico e rete scolante artificiale, mosaico dei coltivi, elementi vegetazionali minori, elementi del sistema insediativo.

Per la descrizione della morfologia e dei caratteri del suolo, oltre all'uso di cartografia geologica istituzionale, è stato elaborato originalmente un modello digitale del terreno attraverso l'interpolazione delle informazioni altimetriche contenute nella CTR, opportunamente corrette da errori materiali e depurati da punti altimetrici localizzati su opere artificiali. Tale base è servita poi per calcolare un indice di posizione topografica (TPI), successivamente elaborato per ordinare sistematicamente la morfologia del suolo in categorie morfologiche distinte (crinali, versanti aperti, vallecole, pianura). La lettura delle diverse classi di uso del suolo è stata predisposta a partire dalla Carta Tecnica Regionale della Toscana 1/10000 in formato numerico, cercando di mettere in risalto non solo la diversa classe di appartenenza quanto il tipo di orditura della classe, descrivendo il mosaico non attraverso la semplice giustapposizione degli usi del suolo ma attraverso la delineazione delle singole unità colturali. Sono stati inoltre rilevati elementi minuti, ma significativi da un punto di vista descrittivo, come viottoli, siepi, alberi isolati. Il sistema insediativo rurale è stato descritto implementando le informazioni della CTR relative ai suoi componenti essenziali (edifici, percorsi e sistemazioni vegetazionali di corredo), attraverso un attributo che valutasse le condizioni di persistenza rispetto a quanto documentato nelle fonti consultate per la ricostruzione multi-temporale.

Nella seconda fase, di carattere interpretativo e valutativo, sono stati preliminarmente definiti alcuni tipi paesaggistici ideali da considerare come elementi di riferimento. Si è fatto riferimento ai risultati della ricerca "Carta per la gestione sostenibile del territorio in agricoltura", entro la quale erano stati definiti sette idealtipi di paesaggio agrario sulla base del riconoscimento di specifici pattern degli usi del suolo e della maglia agraria[75]. Tra essi sono stati distinti come prevalenti e giudicati pertanto meritevoli di approfondimenti descrittivi: il *paesaggio patchwork strutturato*, il *paesaggio dell'olivo con impronta tradizionale*, il *paesaggio della viticoltura*, il *paesaggio dei seminativi*.

Il *paesaggio patchwork* è caratterizzato dall'alternanza fra vigneto ed oliveto, comprende talvolta altre colture, e copre (escludendo il bosco) la maggior parte del territorio chiantigiano. Si distingue per la presenza dell'oliveto a corredo del sistema insediativo, localizzato per lo più sulle dorsali, del vigneto lungo le pendici dei versanti, del bosco a coprire le zone più acclivi lungo le vallecole secondarie. Il contesto territoriale di Fornacelle è stato utilizzato per esemplificare i caratteri e le dinamiche evolutive del *paesaggio patchwork*. Il *paesaggio dell'olivo con impronta tradizionale* caratterizza quelle zone dove oltre ad essere assoluta la predominanza degli olivi, è frequente il ritorno del bosco sulle pendici più impervie; la maglia agraria si presenta

---

Italiano (GAI) e commissionato dalla US Army Map Service, in cui la quota media di volo è di circa 5500 metri. Il documento ci restituisce un'immagine del paesaggio agrario ancora fortemente legato ai caratteri originari dettati dalla coltura mezzadrile. La data del 1975 è invece legata alla produzione di un volo commissionato dalla Regione Toscana ed eseguito dall'Ente Italiano Riprese Aeree (EIRA),documento eccezionale per la quota media di volo che è di circa 2000 metri. L'ultima soglia è stata costruita con volo aerei recenti e sopralluoghi compiuti fino al 2007.

[75] La ricerca ha suddiviso il territorio chiantigiano nei seguenti tipi di paesaggio agrario:il paesaggio "originario" della coltura promiscua, il paesaggio dell'olivo con impronta tradizionale, il paesaggio patchwork dei rilievi strutturali strutturato a maglia fitta, a maglia media ampia, il paesaggio patchwork dei rilievi strutturali non strutturato a maglia fitta, a maglia media ampia, il paesaggio della viticoltura, il paesaggio dei seminativi di fondovalle, i "paesaggi giardino".

generalmente fitta e può esserci una presenza diffusa di terrazzamenti e muri a secco. Per valutare i caratteri e le tendenze evolutive del paesaggio dell'olivo è stato considerato il contesto territoriale di S. Andrea in Percussiana. Il *paesaggio della viticoltura* è caratterizzato dalla assoluta prevalenza del vigneto. Il contesto territoriale di Greve è stato individuato come campione esemplare. Il *paesaggio dei seminativi*, solitamente collocato nei fondovalle e comunque nelle aree dove prevalgono le argille, è infine quello in cui la prevalenza delle colture erbacee corrisponde a un modesto corredo arboreo. Il contesto di San Leonino è stato considerato particolarmente esemplificativo di questo tipo di paesaggio.

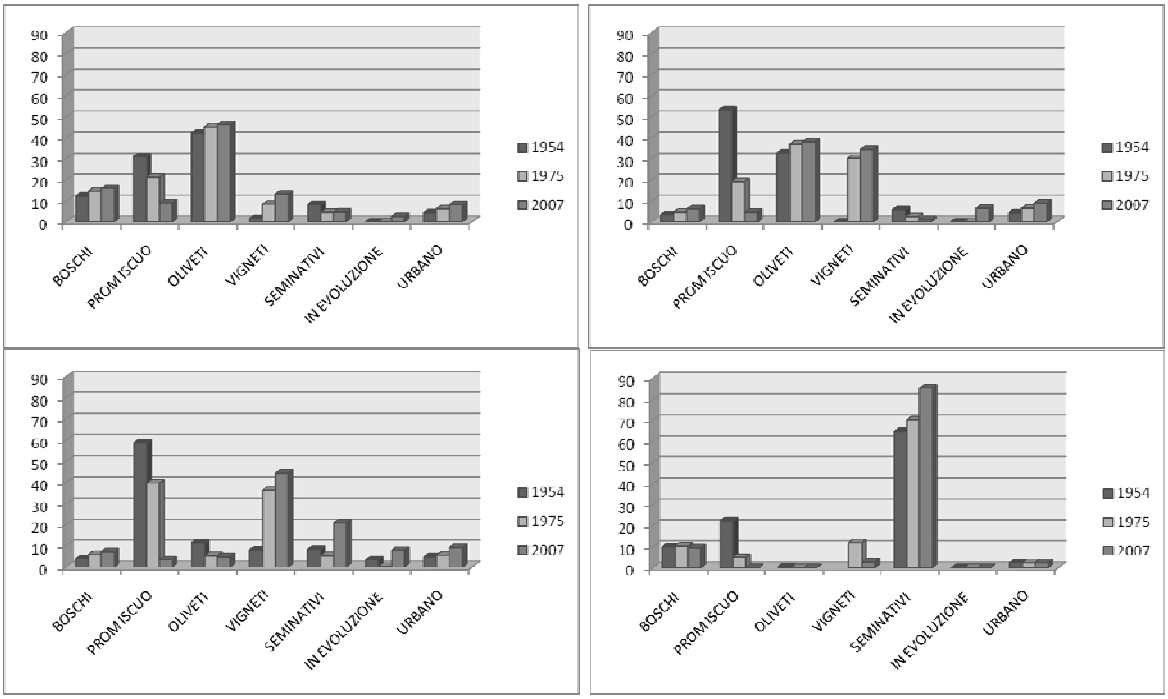


Fig. 2 Distribuzione degli usi del suolo dei quattro paesaggi analizzati rispetto alle tre soglie temporali: paesaggio dell'oliveto e paesaggio patchwork (in alto), paesaggio della viticoltura e paesaggio seminativi (in basso)

Nei diversi campioni individuati sono stati valutati quantitativamente, oltre la ripartizione degli usi del suolo, alcune caratteristiche proprie della maglia agraria: tipologia, forma, grandezza, articolazione spaziale. A questo scopo sono stati computate alcune metriche tipiche della *landscape ecology* quali, in particolare: *Patch Density* (PD), *Mean Patch Size* (MPS), *Landscape Shape Index* (LSI), *Interspersion Juxtaposition Index* (IJI), *Shannon's Diversity Index* (SHDI). È stato inoltre valutato il grado di connessione antropica, la giacitura degli elementi del sistema insediativo rispetto alla morfologia del suolo - valutando la collocazione rispetto all'indice TPI e degli insediamenti -, nonché, infine la densità degli elementi vegetazionali minori, sia lineari, sia areali.

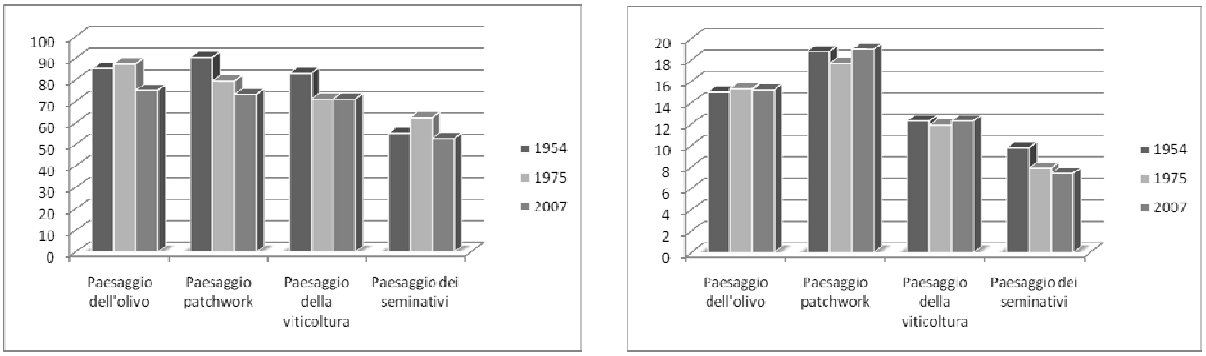


Fig. 3 Grafici relativi al Interspersion and Juxtaposition Index e Landscape Shape Index

Valutazione dei risultati

Gli esiti della sperimentazione hanno permesso in primo luogo di rendere esplicito, quantificandolo attraverso la variazione di parametri significativi, il cambiamento e le trasformazioni che ha interessato il paesaggio delle colline del Chianti negli ultimi cinquanta anni. Da questo punto di vista il confronto multi temporale ha confermato come le trasformazioni causate dalla crisi della coltura promiscua siano la matrice comune ai diversi tipi di paesaggio indagati. Il confronto temporale ha messo inoltre in evidenza come l'identità del paesaggio agrario del Chianti, appoggiata sulla struttura dall'assetto insediativo tradizionale, abbia mantenuto una sua sostanziale stabilità. Gli insediamenti sono cresciuti in dimensione, ma sempre collocandosi (con l'eccezione del campione esemplificativo del paesaggio della viticoltura) in coerenza con gli assetti storici. A partire da questo dato comune, il confronto tra i tre paesaggi agrari più significativi della regione mostra tuttavia alcune significative differenze. Il paesaggio della viticoltura, in particolare, mostra parametri distinti rispetto agli altri campioni analizzati: cambiamento radicale degli usi del suolo; più intense dinamiche evolutive in atto; maglia agraria con dimensioni e regolarità maggiori delle altre[76]; maggiore perdita di diversità colturale rispetto agli altri paesaggi agrari[77]; minima presenza di siepi intercolturali[78]; massima variazione delle condizioni di giacitura dei nuovi insediamenti.

Le valutazioni effettuate rivelano la generale tendenza di tutti i tipi di paesaggio (con esclusione delle aree dominate dai seminativi, che costituiscono comunque un caso

[76] Gli indici PD/MPS dimostrano che la soglia media di 0,7 ettari può essere considerata come quella indicativa da considerare come caratteristica di gran parte del paesaggio analizzato, ad esclusione ancora una volta del paesaggio viticolo dove tale soglia è stata superata nel corso degli anni Sessanta. L'indice LSI, esplicativo della regolarità morfologica delle singole patch, evidenzia invece in maniera chiara come i quattro tipi di paesaggi abbiano una loro precisa soglia di rispetto stazionaria nel tempo. I valori disposti in ordine dal più regolare al meno regolare indicano: il paesaggio del seminativo 8±1, il paesaggio del vigneto 11±1, il paesaggio dell'oliveto 15±1 e infine quello del patchwork 18±1. Le relazioni tra le varie patch, valutate attraverso l'indice IJI segnalano una tendenza alla minore interspersione delle patch riscontrabile in tutti i quattro i tipi di paesaggio. I paesaggi del seminativo evidenziano un indice inferiore al 60%, mentre gli altri paesaggi oscillano intorno al 70%.

[77] L'indice SHDI indica che il paesaggio del vigneto ha perso 5 punti contro i 2 del patchwork e la stabilità del paesaggio dell'oliveto.

[78] La valutazione dell'indicatore relativo alla densità degli elementi vegetazionali minori sembra indicare che i filari, le siepi, i boschetti intercolturali, gli alberi isolati sono aumentati notevolmente nel corso degli ultimi 50 anni. Va segnalato tuttavia che questa quantificazione può soffrire di alcune approssimazioni conseguenti ad una certa difficoltà nella fotointerpretazione. Ai fini della quantificazione non è perciò opportuno definire valori univoci, ma è più utile indicare dei valori minimi che derivano da una media dei valori riscontrati nei tre dei quattro diversi tipi di paesaggi: tale valore è equivalente a 25 m/ha.

particolare anche per altri aspetti) all'aumento delle superfici vitate specializzate. L'area di Greve, prototipo del tipo *paesaggio della viticoltura*, se negli anni Cinquanta era caratterizzata dalla coltura promiscua (che occupava in effetti quasi il 60% dei suoli), negli anni Settanta registra una significativa presenza di vigneti specializzati (36%); tale presenza cresce costantemente fino ad oggi (44%). Il paesaggio della viticoltura si evidenzia anche per altri fattori significativi: la dimensione media delle patch è la più alta di tutte (anche qui: escluso il paesaggio dei seminativi), mentre l'articolazione morfologica, come documentato dal *Landscape Shape Index*, è particolarmente bassa. Questi dati sembrano pertanto indicare lo svolgersi di un processo che muove da un paesaggio originale A (quello originario della coltura promiscua) ad una evoluzione stabile D (il paesaggio della viticoltura), che contempla la possibilità di stati intermedi B e C (il paesaggio dell'olivo con impronta tradizionale e il paesaggio patchwork)[79]**.** In questa chiave il paesaggio del Chianti conserva i caratteri essenziali della propria identità nei due tipi intermedi, che di fatto presentano, pur nel generale cambiamento, valori-soglia che si mantengono con una certa costanza per l'arco temporale analizzato.

Gli strumenti sperimentati in questo lavoro (alcuni dei quali attinti da settori disciplinari diversi da quelli usualmente utilizzati negli studi di pianificazione territoriale) hanno permesso di descrivere con una sufficiente precisione quantitativa le dinamiche evolutive in atto. La ricerca ha aperto dunque prospettive interessanti sulla possibilità di definire alcune soglie critiche, entro le quali mantenere i valori degli indicatori ai fini della salvaguardia dell'identità del paesaggio. I confronti tra i valori individuati alle soglie storiche e quelli relativi alla situazione esistente, ha permesso di evidenziare alcuni standard dimensionali relativi ai vari tipi di paesaggio, e potrebbe consentire di sottolineare deficit e anomalie, al fine di mettere a punto le politiche di tutela e di gestione degli elementi paesistici. Da un punto di vista operativo, infatti, la definizione di valori soglia può corroborare le azioni della pianificazione in vista della volontà della riproduzione delle identità paesaggistiche locali. I parametri di riferimento espressi attraverso indici quantitativi possono essere dunque utilizzati, con le opportune precauzioni, in azioni di monitoraggio capaci di misurare avvicinamenti o allontanamenti dagli obiettivi di qualità che le azioni di pianificazione si siano prefissi.

La fertilità dei parametri quantitativi per la valutazione della identità del paesaggio agrario, è tuttavia certamente subordinata al rispetto di alcuni principi di ordine metodologico: un indicatore, per essere utile, dovrebbe essere semplice da calcolare e dovrebbe permettere con una sufficiente chiarezza la differenziazione dei casi osservati. Si deve inoltre considerare che non è possibile riuscire a trattare contemporaneamente tutte le informazioni riferite alla totalità delle variabili in gioco. Da questo punto di vista ogni processo di quantificazione non è mai da prendere come riferimento assoluto, e la consapevolezza della precarietà dei modelli utilizzati invita, in ogni caso, alla prudenza. Si deve infine considerare che il rispetto delle regole espresse dagli indicatori quantitativi non è, di per sé, una condizione sufficiente ad assicurare né la qualità, né l'efficacia delle politiche di tutela e di gestione, ma è una certamente una condizione necessaria: è infatti essenziale, per assumere più consapevolmente decisioni di politica territoriale, poter valorizzare ogni strumento utile.

[79] Su questo tema si confronti Paolo Baldeschi "Carta per la gestione sostenibile del territorio in agricoltura", rapporto finale, dattiloscritto, 2007.

Riferimenti bibliografici

Baldeschi P. (2003) Un progetto per la tutela del paesaggio storico chiantigiano: metodologia e risultati Ri-Vista Ricerche per la progettazione del paesaggio, 0, luglio/dicembre

Baldeschi P. (2000) *Il Chianti fiorentino. Un progetto per la tutela del paesaggio*, Editori Laterza, Roma-Bari

Fabbri P. (2001), *Natura e cultura del paesaggio agrario. Indirizzi per la tutela e la progettazione*, Città Studi Edizioni Milano

Farina A. (2001), Ecologia del paesaggio. Principi, metodi e applicazioni, UTET Torino

Gibelli M. G. & **Santolini R. (2007),** Allegato U-Rete ecologica Unità di paesaggio, PTCP di Treviso

Lucchesi F., Tabarrani I.; Tofanelli M. (2007) Cartografia per la visualizzazione della struttura insediativa e paesaggistica: due carte per la regione del chianti. *Atti della XI conferenza nazionale ASITA*, Torino

McGarigal K. & **Marks B. J. (1995)** Fragstats:spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure, Forest Science Department, Oregon State University, Corvallis

Rombai L. (2002), Storia del territorio e paesaggi storici: il caso della Toscana, Storia e futuro, 1

Sereni E. (1962) *Storia del paesaggio agrario italiano,* Bari, Laterza

SESSIONE 3

ECOLOGIA DEL PAESAGGIO NELL'ERA DELL'ANTROPOCENE: INFRASTRUTTURE, FRAMMENTAZIONE E RETI ECOLOGICHE

STUDIO PRELIMINARE PER UN PROGETTO D'INTERCONNESSIONE INTERREGIONALE DELLA RETE ECOLOGICA DEL VENETO

G.U. Caravello, C. Bissacco, C. Gallo[1]

[1] Università degli Studi di Padova, Dipartimento di Medicina Ambientale e Sanità Pubblica – Sede di Igiene, via L. Loredan 18 – 35131 Padova
e-mail: gianumbero.caravello@unipd.it

Preliminary study for an interregional connectivity project of Ecological network in the Veneto region

Conservation biologists generally agree that well-connected habitats enhance the species viability and diversity. European projects especially *Natura 2000* intends to preserve natural areas. However, these reserves are usually affected by the effects of habitat fragmentation and patch isolation.

In order to get a primary understanding of regional connectivity we considered landscape structural attributes at 3 different scales with an inter-jurisdictional perspective

Veneto region, located in the north-east of Italy, has a surface of 18.399 Km^2 and circa 4.5 million of residents (2003). It mainly shows a residential, industrial and agricultural landscape, even though 101 SCI and 70 SPA.

At regional scale (1:100.000), by using *ArcMap* (GIS), we divided the Corine Land Cover map of the region and its surrounding area in 9 squares and to get more detailed information about potential entrance connections, we create 16 squares on the regional border. On these squares, we selected those land-use categories able to support connectivity. Successively, we applied the *Percolation Theory* obtaining land cover values for the selected categories and indirectly the probability dispersal success values for a hypothetical organism.

At inter-regional scale (1:1.000.000), we got a broaden vision collecting datasets from all the regions surrounding Veneto. Using *ArcMap* we got the possibility to overlay spatial data regarding natural areas and man made barriers. At provincial scale (1:25.000) we applied, with the same procedure and parameters, the *Percolation method* on 2 adjacent regions: Veneto and Friuli Venezia Giulia.

In conclusions clearly point out the different situation between plain and mountains regional areas, therefore different conservation strategies must be taken. In particular, at regional scale, Veneto presents a good connectivity only with other regions sharing its mountain border, in the plain instead, semi-natural areas are located almost exclusively along the rivers, broken up by urbanization centres.

Abstract

I biologi conservazionisti convengono nell'affermare che la salvaguardia della biodiversitá deve passare attraverso un´incremento della connessione degli habitat.

In tale direzione si affermano numerosi progetti europei, primo tra tutti *Natura 2000*, che intendono preservare alcune aree naturali che risentono sempre più dell'effetto della frammentazione e dell' isolamento.

In base ad uno studio della struttura del territorio si presenta un preliminare punto di partenza per la costruzione di una rete d'interconnessione tra la regione Veneto e le regioni limitrofe, compresa l´Austria, a scala regionale, inter-regionale e provinciale.
Il Veneto, con una superficie regionale di 18,399 Km², mostra una realtà paesaggistica principalmente residenziale e industriale, però presenta anche una grande potenzialità ambientale, dimostrabile grazie l'individuazione di 101 aree SIC e 70 ZPS.
A scala regionale (1:100.000), si è proceduto utilizzando il Sistema Informativo Territoriale *ArcGis* sulla cartografia digitale di uso del suolo suddividendo la regione intera e le aree circostanti, inizialmente, in 9 settori territoriali e successivamente, per avere più informazioni riguardanti le interconnessioni tra le regioni confinanti, si è proceduto alla creazione di altre 16 unità territoriali. Su questi riquadri, sono state selezionate le categorie di uso del suolo considerabili adatte al fenomeno della dispersione della fauna selvatica. L'applicazione della Teoria della Percolazione ha fornito quindi i valori del probabile successo di dispersione per un organismo nella Regione Veneto.
A scala inter-regionale (1:1.000 000) si è ottenuta una visione d´insieme attraverso la raccolta dei dati provenienti da tutte le regioni confinanti con il Veneto sovrapponendo i dati spaziali riguardanti varie tipologie di aree: naturali e antropiche.
Infine, la medesima metodologia è stata applicata anche a scala provinciale (1:25.000) in un'area di confine regionale, tra il Veneto e il Friuli Venezia Giulia.

Introduzione e scopo dello studio

La salvaguardia della biodiversità per essere concreta e sostenibile necessita del mantenimento degli ambienti naturali in grado di sostenerla, ecco perché la salvaguardia degli habitat naturali è un tema trattato da azioni di programmazione internazionale, comunitaria e nazionale da oltre cinquanta anni. Il progetto europeo *Rete Natura 2000,* da più di un decennio cerca di conservare habitat naturali e seminaturali definendoli "Zone Speciali di Conservazione" (ZSC), in ciò integrando sia le ZPS, cioè "Zone di Protezione Speciale", e i SIC, "Siti di Interesse Comunitario". La finalità del progetto "Rete Natura 2000" è considerata di fondamentale importanza, ma queste aree risultano di ridotta superficie e quindi non in grado, da sole, di assicurare la sopravvivenza di molte specie (Bennett, 1994, 1999; Gambino & Peano, 1996; Beir & Noss, 1998). Si noti inoltre che, mentre il totale delle aree ufficialmente protette (parchi e riserve) aumenta nel tempo, la perdita di biodiversità continua ugualmente ad incrementarsi, non solo fuori dalle aree protette, ma anche al loro interno (Massa et al., 2004), poiché queste sono sottoposte a molteplici fenomeni di dequalificazione, quali la degradazione degli habitat e alla insularizzazione, cioè al loro isolamento spaziale (IUCN, 1993). La presenza di un'adeguata connettività territoriale tra queste riserve di naturalità sembra quindi l'unico modo per un'azione di conservazione sostenibile e durevole nel tempo (Bennett, 1999).
La concretezza di un progetto di connessione territoriale presuppone quindi la necessità di considerare soprattutto il suo aspetto funzionale, basato cioè sulla sua concreta possibilità di utilizzo da parte degli organismi animali. A tal fine é di preliminare importanza, per ogni azione ed intervento di gestione e tutela ambientale efficace e congruo, un'approfondita valutazione della complessità strutturale del paesaggio in cui si vuole operare.

Lo scopo di questo studio si propone proprio di dare un concreto contributo alla valutazione delle strutture territoriali per implementare un possibile sistema di reti ecologiche nella regione Veneto, intesa questa come sistema interconnesso di ambienti seminaturali con funzionalità multipla, ma con particolare attenzione alla fauna selvatica, per garantire un'azione di deframmentazione del territorio e per indirizzare politiche di miglioramento, di pianificazione e di gestione ambientale soprattutto nei livelli interamministrativi.
Prendendo come riferimenti i siti della *Rete Natura 2000* e i Parchi , si vuole così individuare quelle potenziali direttrici primarie e secondarie, rispettivamente a scala regionale e locale che presentino delle caratteristiche di tali da consentire il movimento di dispersione della fauna selvatica

Area di studio
La regione Veneto si colloca a nord est nella penisola italiana, confina con tre regioni (Lombardia, Emilia Romagna e Friuli Venezia Giulia), due province a statuto speciale (Trento e Bolzano) e con due province (bundeslander) austriache (Ost-Tyrol e Karnten), nel suo lato a sud-est è bagnata dal Mar Adriatico. Estendendosi dalle foci del fiume Po fino alle vette delle Alpi Bellunesi, si trova compresa in due regioni biogeografiche (alpina e continentale) e di conseguenza il suo clima subisce l'azione mitigatrice del mare, l'effetto orografico alpino e la continentalità dell'area centro-europea. (EEA, 2003).
Il Veneto ha una superficie di 18.399 km^2, il 6% di quella nazionale, di cui circa il 56% di pianura, il 15% di collina e il restante 29% di montagna. Dal punto di vista amministrativo la regione è suddivisa in sette province, Belluno, Rovigo, Padova, Treviso, Venezia, Verona, Vicenza e in 581 Comuni.
La densità abitativa correlata ad uno sviluppo diffuso del sistema urbano può farci considerare il Veneto come un "Sistema Metropolitano Policentrico" (Regione Veneto, 2004), infatti la cementificazione del suolo è, in Veneto, la forma più visibile di appropriazione del territorio da parte dell'uomo.

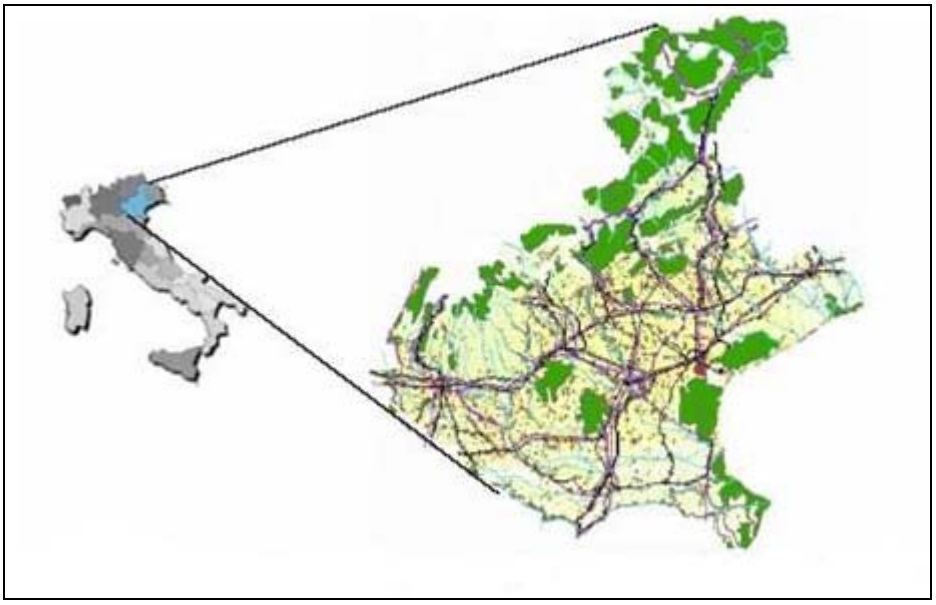


Figura 1 - Regione Veneto e rappresentazione dei Siti Natura 2000 (colore verde), sistema fluviale (azzurro), infrastrutture viarie :autostrade (nero) e altre strade (viola) e densità abitativa (dal giallo chiaro, valore basso, al rosso valore alto)

Grazie alla sua variegata situazione morfologica e climatica il Veneto presenta una grande potenzialità ambientale ed infatti ciò è dimostrabile con la individuazione rispettivamente di 101 aree SIC e 70 ZPS pari al 20% della superficie regionale (Regione Veneto & ARPAV, 2005). I siti della "Rete Natura 2000" si trovano localizzati prevalentemente nell'area alpina e prealpina (circa il 60%), modesti sono invece quelli localizzati nella fascia planiziale che rappresentano circa il 10%, mentre il restante 30% si colloca nella fascia costiera (figura n. 1).

Materiali e metodi

In questo studio si sono raccolte molteplici informazioni sulla struttura del territorio e si sono ottenute indicazioni utili alla scelta delle strategie di pianificazione a scala regionale applicando gli insegnamenti dell'Ecologia del Paesaggio (Landscape Ecology) come supporto teorico e implementando due diversi Sistemi Informativi Territoriali (SIT) come supporti tecnico-metodologici.

La *teoria gerarchica* supporta l'idea che i diversi livelli dell'organizzazione eco - biologica siano interrelazionati reciprocamente e che il loro studio debba essere eseguito nelle corrette scale spaziali. Ogni livello (interregionale, regionale, provinciale) deve essere studiato in relazione ai livelli di ordine superiore e inferiore (Allen e Starr, 1982; O'Neill et al, 1986; Urban et al., 1987)

In integrazione a questa metodologia, per la valutazione della connettività interregionale del Veneto, è stata applicata la *teoria della percolazione* (Gardner et al., 1987) esplicantesi su una matrice quadrata.

Il fenomeno della percolazione presenta caratteristiche frattali (Feder, 1988), dallo studio delle quali è stato possibile stabilire una soglia di percolazione che per matrici quadrate che risulta essere pc = 0,59275 (Ziff, 1986). Il valore della percolazione corrisponde quindi nella pratica al numero delle celle ritenute percolanti rapportate al totale delle celle contenute nell'area di studio.

In questo studio sono state utilizzate due tipologie di SIT(GIS), l'*ArcGis* (ArcMap versione 8.2 della ESRI) per la fase di visualizzazione e prima elaborazione, mentre *Idrisi (*versione 32 della Clark Labs-Clark University) per le successive analisi. L'uso di due sistemi diversi è stato necessario vista la diversa capacità di trattamento dei dati spaziali, in particolare, mentre ArcMap è utile per gestire i dati in formato vettoriale, Idrisi è invece in grado di trattare meglio i dati in formato raster.

I materiali utilizzati per lo studio consistono in "banche dati georeferenziate" (database, dataset) degli elementi caratterizzanti l'area di studio, ottenute da differenti sistemi cartografici digitali, primo tra tutti il Corine Land Cover (2000) per i dati relativi all'uso del suolo *(www.clc2000.sinanet.apat.it).*

Il metodo di studio utilizzato (Ingegnoli, 2002) si basa sull'analisi delle banche dati a tre diversi livelli di scale spaziali, infatti, scelta la scala regionale (1:100.000) come scala intermedia d'interesse, si è assunta poi quella interregionale (1:1.000.000) come scala superiore di significato e quella locale (1:25000) come scala inferiore di spiegazione.

Alla scala regionale (1:100.000) si sono creati nove quadrati, numerati da 1 al 9, con il lato di estensione pari a 50 km (figura n. 2a). Volendo, infatti, dare un contributo alla conoscenza delle connessioni che la regione può avere con le regioni confinanti, è stata eseguita l'analisi su tutta la lunghezza del confine cercando di posizionare i settori

quadrati all'incirca a cavallo del confine stesso, creando così altre 16 unità territoriali (matrici quadrate) di lato di 25 km (figura n. 2b).

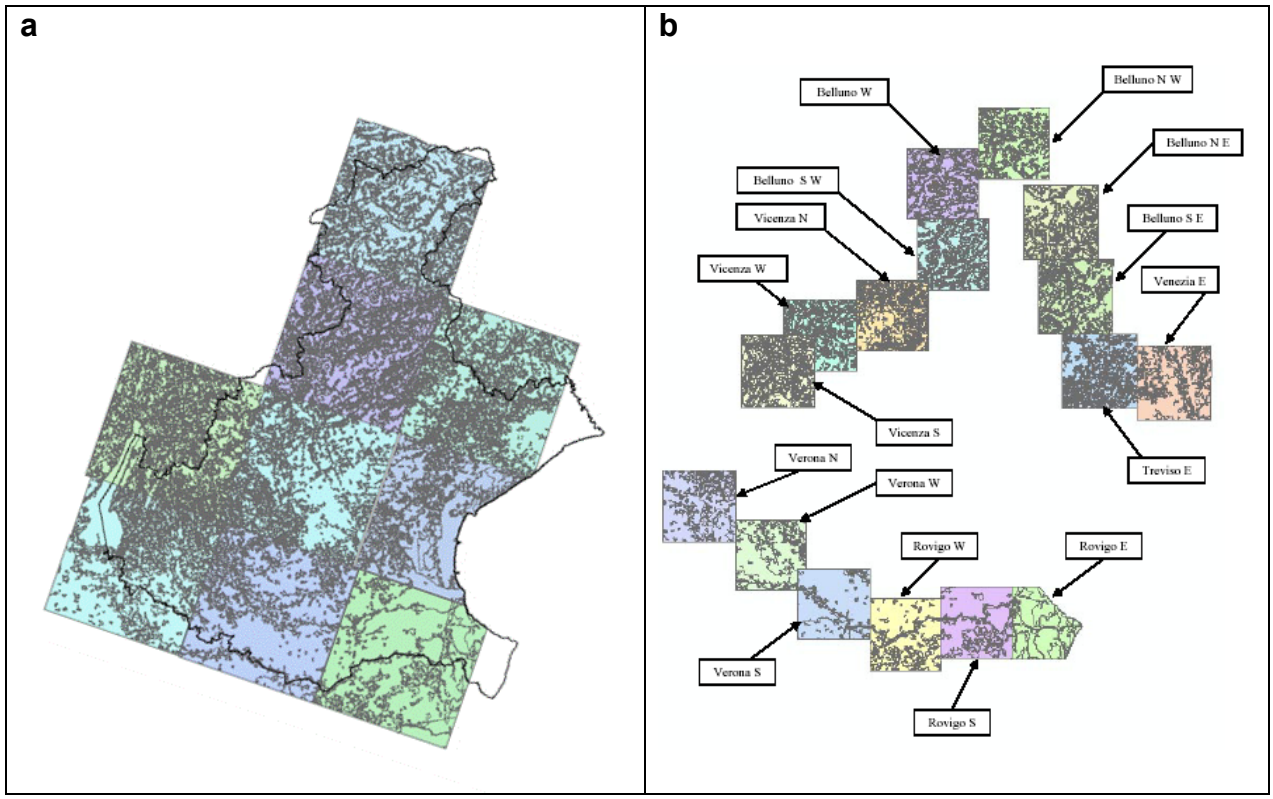


Figura 2 – Rappresentazione della suddivisone dell'area di studio in matrici quadrate: a) 9 riquadri a scala regionale; b) 16 riquadri a scala interregionale, denominati in relazione della loro collocazione geografica e provinciale

Volendo poi individuare sul territorio le possibili aree utili al movimento di dispersione per la fauna selvatica, abbiamo preso in considerazione, per le specie abitanti nella regione Veneto, i valori d'idoneità ambientale della *Rete Ecologica Nazionale* (REN). Questi valori fanno riferimento alle categorie di uso del suolo del *Corine Land Cover 2000*, che raccolti in un grafico, mostrano i valori di utilizzo da parte della fauna delle diverse categorie di uso del suolo. Tale approccio ha così permesso la scelta delle seguenti tre categorie di uso del suolo: 2.2 (Colture permanenti), 2.4.3 (Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali importanti) e 3.1 (Zone boscate) come soglie inferiori nella scelta dei tipi di uso del suolo utili alla connettività territoriale.
Abbiamo a questo punto ottenuto per ogni quadrante 3 file rappresentati da tre diverse colorazioni e denominati rispettivamente: Colture permanenti (arancione) , Bio-permeabilità (giallo - in riferimento alla categoria scelta come soglia inferiore per la *Carta Nazionale della Biopermeabilità)* (Romano, 1996) e Naturaliforme (verde). Le zone non colorate corrispondono a zone non percolanti e perciò non adatte al fenomeno della connettività territoriale (figura n. 3).

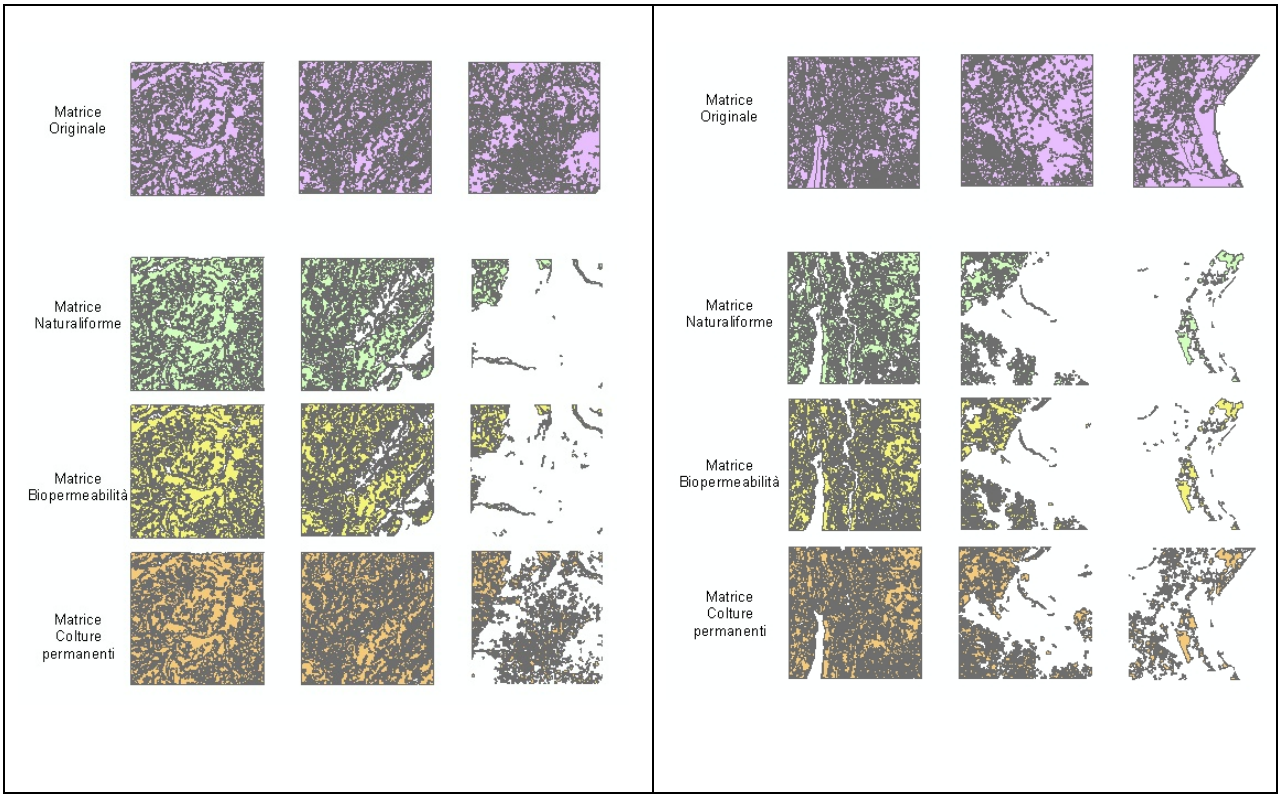


Figura 3 – Due esempi dei 3 file-quadrati rappresentati le tre tipologie e di uso del suolo: Colture permanenti (arancione), Bio-permeabilità (giallo) e Naturaliforme (verde). Le zone non colorate corrispondono a zone non adatte al fenomeno della connettività territoriale

Gli elaborati ottenuti sono stati analizzati con il metodo della Percolazione ottenendo, in base al rapporto tra copertura del suolo selezionata e non, i valori della probabilità di attraversamento delle originali mappe quadrate per un ipotetico organismo. Questi valori di percolazione sono stati comparati con il valore della minima probabilità di percolazione utile, per cui, le mappe con valori superiori a questa soglia risultano potenzialmente attraversabili, mentre le mappe con valori inferiori possono essere teoricamente considerate "impermeabili" agli organismi.
Per lo studio dell'area a scala di dettaglio (1:25000) è stato scelto un tratto del confine interregionale, tra la provincia di Treviso e quella di Pordenone, creando per questo livello d'indagine un riquadro di lato di 40 km ed elaborando su questo le medesime procedure svolte precedentemente. Si pone l'accento sul fatto che la scelta della posizione d'indagine alla scala di dettaglio si è basata su due criteri: dare delle indicazioni per quella parte di territorio che più è sottoposta al fenomeno di frammentazione e di degradazione degli habitat naturali, e, a seguire, essendo la rete autostradale considerata l'elemento principale di frammentazione della continuità ambientale veneta, si è voluto considerare un'area compresa proprio fra tratti autostradali.

Risultati

Nella discussione dei risultati ottenuti da questo studio si vuole iniziare dalla visione d'insieme a scala regionale e interregionale. Da essa possiamo dedurre che la distribuzione dei siti Natura 2000 è concentrata nella fascia montana ed alpina mentre i siti presenti in pianura risultano in numero insignificante e di superficie piuttosto limitata.

Essi si trovano localizzati soprattutto lungo i maggiori fiumi, soggetti però a una forte pressione antropica, in quanto la maggior parte dei capoluoghi di provincia si sono stabiliti lungo il loro percorso alterando così la loro funzione di biocanalizzatori per eccellenza. Il territorio si trova inoltre "solcato" da una rete infrastrutturale molto articolata, la linearità e lo sviluppo urbano lungo di essa rappresentano poi gli elementi di più forte frammentazione del territorio.
I valori ottenuti dall'applicazione della teoria della percolazione a scala regionale mostrano che i quadranti situati nelle aree montane e collinari evidenziano una capacità di percolazione superiore alla soglia critica di 0,59 per tutte le tre categorie analizzate. I restanti quadranti manifestano invece valori bassissimi di capacità di percolazione, in quanto localizzati in pianura. Si deve però sottolineare che i valori ottenuti per la pianura, pur restando significativamente rappresentativi di un fenomeno di degradazione ambientale, non possono in realtà escludere del tutto la presenza di elementi di transizione (corridoi ecologici) nel territorio (figura n. 4).

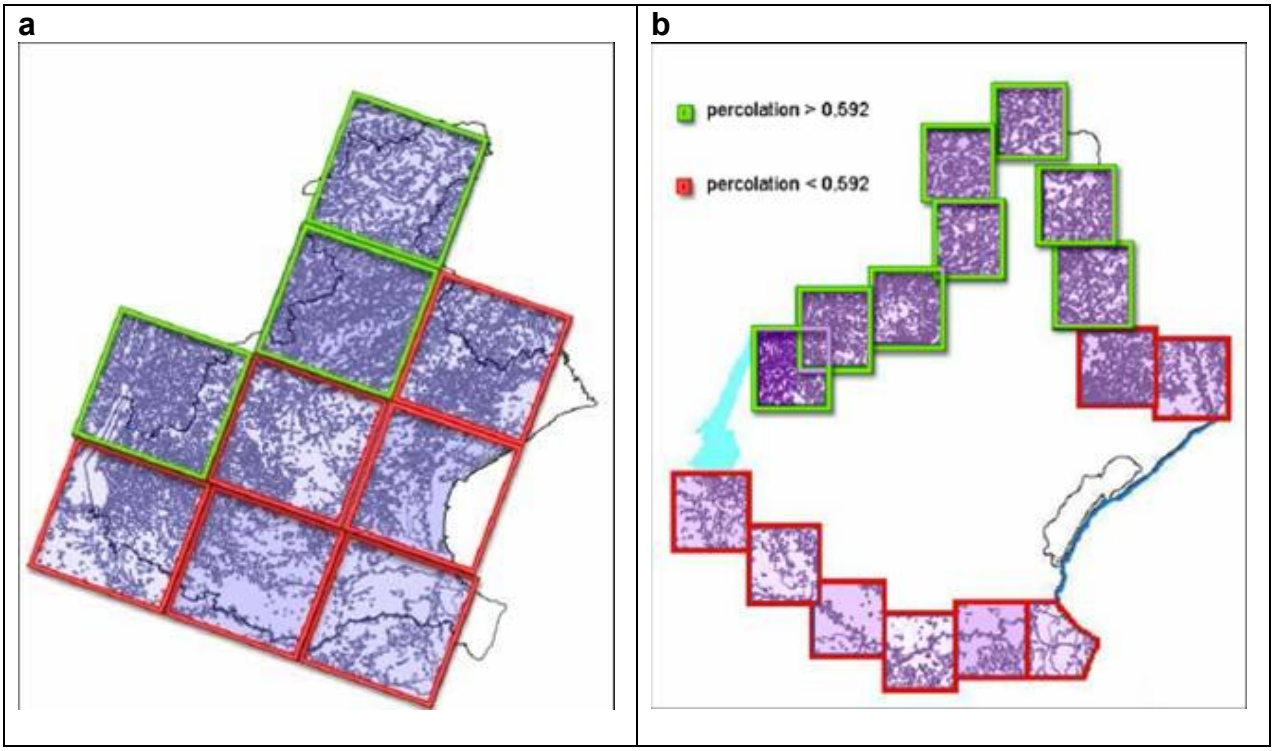


Figura 4 - Visione d'insieme a scala regionale (a) e interregionale (b) delle unità territoriali analizzate: i riquadri con la bordatura in ROSSO rappresentano un indice di percolazione inferiore al valore soglia (pc < 0,592), mentre i riquadri in VERDE dimostrano un valore di percolazione superiore la soglia minima pc > 0,592)

La limitatezza dell'analisi alla scala regionale viene integrata quindi con l'analisi svolta a scala provinciale sull'area campione scelta tra la provincia di Treviso (Veneto) e le province di Pordenone (Friuli Venezia Giulia). Alla scala di dettaglio, elementi prima non contemplati, vengono invece adesso inclusi nell'analisi territoriale e i risultati ottenuti a questa scala indicano per la zona interessata un valore di percolazione sotto il valore soglia. Infatti, gli elementi seminaturali considerati come percolanti si localizzano quasi

esclusivamente in collina, mentre gran parte della matrice è interessata da elementi non percolanti quali zone urbanizzate e superfici agricole utilizzate a seminativi.

Conclusione

Si può così concludere che la regione Veneto non risulta percolante in base alle categorie considerate nel metodo d'analisi. Il metodo è risultato affidabile, anche se caratterizzato dalla limitazione della scala nominale delle banche dati. Dalle tavole si evidenziano quelle aree di semi-naturalità presenti nel territorio e quelle direttrici primarie e secondarie sulle quali si dovrebbe adottare un'azione prioritaria di salvaguardia, atta ad evitare che il loro percorso subisca interruzioni pericolose.

In particolare, sebbene risultino isolate, le zone montane e alpine sono caratterizzate da una forte naturalità, tanto più che al loro interno il Parco delle Dolomiti Bellunesi e la foresta del Cansiglio rappresentano due fondamentali serbatoi di biodiversità. Tali aree, infatti, sono pur sempre connesse con la pianura attraverso i numerosi corsi d´acqua i quali, benché non sempre adeguati, dovrebbero costituire dei fondamentali corridoi ecologici a livello regionale. La fascia planiziale presenta invece livelli di naturalità molto scarsi, a parte i sistemi collinari Euganei e Berici e alcune piccole aree semi-naturali (stepping-stones). La fascia costiera, dal Parco del Delta del Po fino alla Laguna di Caorle, presenta invece ancora un elevato valore naturalistico.

Le infrastrutture di trasporto (autostrade e ferrovie) tagliano la Pianura Padana impedendo qualsiasi attraversamento e rappresentando quindi i maggiori elementi di criticità per la continuità ambientale. Essi perciò dovrebbero essere considerati quali agenti principali per l'identificazione di quegli ambiti territoriali "omogenei", che in questo studio sottendono una omogeneità nella continuità ambientale (figura n. 5).

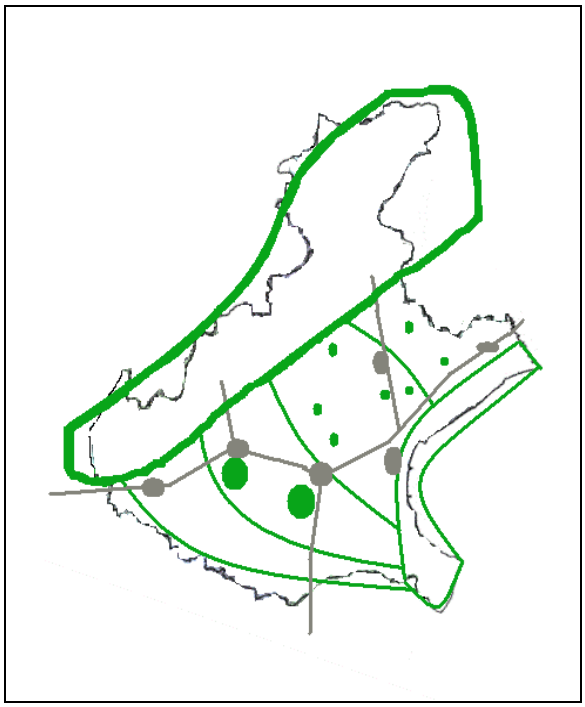


Figura 5 – Elementi strutturali della possibile Rete Ecologica del Veneto (in verde) e schema dei principali fattori di pressione e frammentazione (in grigio)

Necessario è però riconoscere il fenomeno dell'urbanizzazione quale elemento forte nella trasformazione ecologica del territorio, sia come consumo di suolo, sia come agente di frammentazione per la continuità ambientale. Le direttrici ecologiche dovranno quindi prevedere un'azione d'intervento atta ad ottenere una completa continuità e una migliore qualità ambientale soprattutto nelle zone ad essa limitrofe.
Questi miglioramenti dovrebbero riguardare soprattutto le infrastrutture di trasporto, sulla base del progetto IENE, integrate così con adeguati e ben studiati passaggi per la fauna, come già sperimentato in qualche raro caso. Miglioramenti devono essere poi fatti anche nel comparto agricolo e nella gestione delle aree agroforestali, apparentemente possibili anche alla luce della nuova *Politica Agricola Comunitaria* (PAC), ma difficilmente integrabili, visto l'approccio di sfruttamento anche delle ultime risorse naturali. I provvedimenti di tale politica, basati attualmente su condizionalità di buona pratica agricola, dovrebbero considerare fondamentale, per la salvaguardia della biodiversità, anche il recupero dell'eterogeneità ambientale. Per quanto riguarda invece le aree boschive di pianura, esse dovrebbero essere promosse da una politica comunitaria o regionale a lunga scadenza (> 20 anni) necessaria per l'istaurarsi di una copertura vegetale veramente funzionale alla fauna.
Questo approccio indica la necessità di una collaborazione a tutti i livelli amministrativi interessati per competenza alle varie scale: interregionali, regionali, provinciali, comunali, sia per quanto riguarda un'omologazione delle banche dati, sia nella progettazione della futura rete ecologica, possibile anche in un paesaggio culturale come quello veneto.
Per intraprendere un vero percorso di salvaguardia ambientale è necessario che questo assunto sia riconosciuto esplicitamente negli atti legislativi locali, non solo comunitari. In questa prospettiva di sostenibilità, il predominio dei processi economici di sfruttamento della natura deve essere quindi sostituito con il concetto di risorsa naturale da gestire e non come bene da esaurire, facendolo così divenire un bene da tutelare e da conservare perché necessario alla sopravvivenza nostra e delle generazioni future.

Riferimenti bibliografici:

Allen T.F.H., Starr T.B., (1982) "*Hierarchy. Perspectives for ecological complexity"*, University of Chicago Press, Chicago
Beier P. &Noss R.,1(998), "*Do habitat corridors provide connectivity? Conservation Biology"*, 12, 1241-1252
Bennett A.F.,(1999) "*Linkages in the Landscape: The role af corridors and connectivity in wildlife conservation"*, IUCN, Gland
EEA, (2003), "*Europe's environment: the third assessment. Environmental assessment report No 10"*, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg
Feder J., (1988)"*Fractals"*, Plenum, New York
Gambino R., Peano A. (1996) "*Comunicazioni Convegno Internazionale "Parchi naturali e territorio in Europa*", Dipartimento Interateneo Territorio Politecnico di Torino, CEDPPN, Torino
Gardner R.H., Milne B.T., Turner M.G., O'Neill R.V., (1987) "*Neutral models for the analysis of broad-scale landscape patterns"*, Landscape Ecology 1: pp.19-28

IUCN (1993), "*Parks for life"*, Workshop III.9, Corridors, transition zones and buffers: tools for enhancing the effectiveness of protected areas, IUCN, Gland Switzerland
Malthus T., (1798) *An essay on the principle of population*", printed for J.Johnson, London
Maniglio C.A., (2003) "*Metodologia per la redazione di un atlante dei paesaggi italian"i*, in Mazzino F., Ghersi A. (a cura di), 2003. Per un atlante dei paesaggi italiani, ALINEA Ed. s.r.l., Firenze
Massa R. et al., (2004) "*An ecological network for the Milan region based on focal species"*, in Jongman R.H. & Pungetti G., 2004. *Ecological Network and Greenways. Concept, design, implementation,* Cambridge University Press
O'Neill R.V. et al., (1986),*" A hierarchical concept of ecosystems"*, Princeton Univ. Press, Princeton
Regione Veneto & ARPAV, (2005) *"Il Veneto e il suo Ambiente nel XXI secolo"*
Regione del Veneto (2004) "*Documento programmatico preliminare per le consultazioni"*, PTRC, Regione del Veneto
Sessions G., (1994) "*Ecocentrism and the Anthropocentric Detour"*, in Merchant, **Carolyn (Ed.)** Key Concepts in Critical Theory Ecology, Humanites Press, New Jersey
Ziff R., (1986) "*Test of scaling exponents for percolation-cluster perimeters"*, Phys. Rev. Lett. 56, pp. 545-548

IDONEITÀ' AMBIENTALE A SCALA VASTA PER SPECIE DI INTERESSE PER LA CONSERVAZIONE, OTTENUTA A PARTIRE DA DATI DI SOLA PRESENZA CON ALGORITMI DI MASSIMA ENTROPIA (MAXENT)

G. Tellini Florenzano[1], T. Campedelli[1], G. Londi[1], F. Dessì Fulgheri[2], E. Gusmeroli[3]

[1]DREAM Italia – via dei Guazzi 31, I-52013, Poppi (AR). e-mail: tellini@dream-italia.it; [2]Dipartimento di Biologia Animale e Genetica, Università di Firenze, via Romana 17, 50125 Firenze, dessi@dbag.unifi.it; [3]Provincia di Arezzo, Servizio Conservazione della Natura, Via A. Testa 2, 52100 Arezzo, egusmeroli@provincia.arezzo.it

---

Large-scale habitat suitability models for species of conservation concern, obtained from presence-only data with maximum entropy algorithms (Maxent)
In recent years the availability of data on the species' presence has dramatically grown. Generally speaking, these data-banks are characterized by uneven coverage-levels, their direct utilization can be therefore strongly biased. Starting from the bird data-bank of the Arezzo province (Tuscany), we have developed habitat suitability models for six bird-species of conservation concern, with a maximum entropy approach (Maxent). The results show that this method gives accurate and ecologically sound models, that allow to identify conservation priorities better than actual data, being the models less biased in terms of sampling effort.

Abstract.
La disponibilità di informazioni sulla presenza di specie ed habitat si è accresciuta in anni recenti, ed oggi sono disponibili importanti fonti di informazione sulla presenza delle specie; queste, in genere, si caratterizzano per l'ineguale livello di copertura territoriale. Per questo, l'utilizzo diretto di questi dati può dare risultati falsati. Recenti sviluppi della modellistica di idoneità ambientale paiono permettere di correggere in buona parte l'effetto dell'ineguale campionamento. Abbiamo applicato uno di questi (Maxent) ai dati su sei specie di uccelli di interesse per la conservazione, estratti dalla banca dati della Provincia di Arezzo. Tutti i modelli ambientali ottenuti hanno una buona accuratezza, e sono in accordo con l'ecologia nota delle specie. Confrontando poi i dati di partenza con gli areali individuati dai modelli, si nota che sia la rete delle aree protette, sia quelle dei siti Natura 2000, pur in grado di intercettare le zone idonee per le specie ornitiche legate al bosco, si rivelano poco efficienti per le specie ecotonali, e ancor più per quelle "steppiche". Queste acquisizioni permettono di individuare alcune priorità di conservazione, sia per l'adozione di specifiche misure di conservazione di siti ed habitat, sia per l'individuazione dei corridoi ecologici.

Introduzione

La conoscenza della distribuzione geografica delle specie è di importanza cruciale per la conservazione della biodiversità (Margules e Pressey, 2000), ma raggiungere un livello conoscitivo esauriente in questo ambito è estremamente impegnativo, sia in termini di risorse economiche che di tempo (Bowker 2000), anche nel caso di taxa relativamente agevoli da rinvenire, come ad esempio gli uccelli (Marchant *et al.* 1990).

D'altra parte, in anni recenti hanno avuto un notevole sviluppo i sistemi di archiviazione dei dati di presenza di specie ed habitat che, grazie alla costituzione di banche dati elettroniche organizzate ed agevolmente consultabili, permettono oggi di disporre di informazioni rapidamente utilizzabili (Ponder *et al.* 2001; Graham *et al.* 2004), la cui disponibilità è oggi crescente anche in Italia, sia a scala nazionale (Blasi *et al*. 2004; Ruffo e Stoch 2005), sia a scala locale (Sposimo e Castelli 2005). Soprattutto per alcuni taxa, come gli uccelli, la mole di informazioni potenzialmente oggi disponibile è assai significativa (Macchio *et al.* 1999; Tellini Florenzano *et al.* 1999; Baccetti *et al.* 2002; Fornasari *et al.* 2003).

Sebbene vi siano importanti eccezioni (Farina e Meschini 1987; Fornasari *et al.* 2003), la gran parte di queste fonti si caratterizza per l'ineguale livello di campionamento del territorio, rendendo falsata e fuorviante l'utilizzazione diretta di queste informazioni per l'identificazione della distribuzione dei taxa (Stockwell e Peterson 2002) e, conseguentemente, per la definizione delle scelte di conservazione (Battisti e Gippoliti 2004).

Per ovviare a queste difficoltà, in anni recenti hanno avuto notevole sviluppo le metodologie di modellistica ambientale basate su dati di sola presenza (riassunti in Elith *et al.* 2006), la cui efficienza nel definire la distribuzione geografica dei taxa analizzati, è risultata notevole, quindi utile per scopi applicativi quali l'identificazione delle aree per la conservazione (Tsoar *et al.* 2007). In particolare, il metodo basato sulla identificazione di modelli di massima entropia (Maxent, Phillips *et al.* 2006; Phillips e Dudík 2008), sembra particolarmente efficiente ed affidabile, se confrontato con altri disponibili (Elith *et al.* 2006; Peterson *et al.* 2007; Guisan *et al.* 2007), risentendo in modo limitato dell'ineguale livello di campionamento, e riuscendo a dare risultati utili anche con campioni di numerosità limitata (Papeş e Gaubert 2007; Pearson *et al.* 2007).

La Provincia di Arezzo, nell'ambito di una strategia complessiva di conservazione della biodiversità (Frosini 1999; Gusmeroli 2006), si è recentemente dotata di una cospicua banca dati ("RENAPRO") sulle presenze di tutte le specie di uccelli note per il territorio provinciale che raccoglie 191083 osservazioni riferite a 233 specie, collezionate, nel corso di numerosi progetti, tra il 1978 e il 2007. Utilizzando questa banca dati abbiamo provato a sviluppare modelli con la metodologia Maxent per alcune specie, selezionate in base alla loro ecologia e al loro interesse per la conservazione, allo scopo di valutare l'applicabilità del metodo, e di ottenere informazioni sull'efficienza della rete delle aree protette e di quella dei Siti di Interesse Comunitario per la effettiva conservazione della biodiversità.

Materiali e metodi

Lo studio ha riguardato l'intero territorio della provincia di Arezzo (3226 km^2; 150-1650 m s.l.m., Toscana orientale) e ha preso in esame sei specie di uccelli nidificanti presenti nel territorio in modo regolare, le prime quattro selezionate in quanto di interesse per la conservazione (Direttiva UE 79/409 "Uccelli" e LR 56/2000): calandrella (*Calandrella brachydactyla*), presente esclusivamente in ambienti agricoli estesi di pianura (Tellini Florenzano *et al.* 1997); tottavilla (*Lullula arborea*) e averla piccola (*Lanius collurio*), legate ad ambienti caratterizzati da un alto grado di diversità ambientale (Sposimo e Tellini 1988); e magnanina (*Sylvia undata*), che invece si ritrova in corrispondenza di arbusteti a prevalenza di *Erica* sp. (Tellini Florenzano e Lapini 1999). Le ultime due specie sono state selezionate in quanto legate ad ambienti forestali: rampichino alpestre (*Certhia familiaris*), specie inserita anch'essa tra quelle di

interesse locale (LR 56/2000) in virtù dell'isolamento geografico delle popolazioni toscane, e legato alle formazioni mature di abete bianco e, subordinatamente, alle faggete (Fantoni *et al.* 2001), e luì verde (*Phylloscopus sibilatrix*), anch'esso decisamente forestale, legato a cerrete e faggete, e considerato, al pari del precedente, una specie strettamente legata al bosco maturo (Tellini Florenzano *et al*. 1997). Queste sei specie, pertanto, occupano complessivamente l'intero spettro di ambienti terrestri esistenti nel territorio, permettendo pertanto di valutarlo in tutte le sue componenti.

Tutti i dati sulla presenza delle sei specie sono stati selezionati dalla banca dati "RENAPRO" della Provincia di Arezzo.

Per ciascuna specie sono state selezionate tutte le osservazioni successive all'anno 2000, relative a tutto il territorio provinciale, riferite al solo periodo di nidificazione (individuato in base alla fenologia nota di ciascuna specie), e caratterizzate da una localizzazione sufficientemente precisa (margine di errore inferiore a 1500 metri). Una prima analisi dei dati ha evidenziato, a livello territoriale, una distribuzione difforme e fortemente concentrata, dovuta al fatto che la maggior parte di questi dati proviene da studi realizzati in aree protette o in siti della Rete Natura 2000. Per ovviare a questa situazione, che determina un forte grado di autocorrelazione spaziale tra i dati, abbiamo sovrapposto al territorio provinciale una griglia a maglie quadrate di 500 m di lato; in quelle maglie dove ricadevano più dati, ne abbiamo selezionato, in modo casuale, uno solo. Alla fine di questa procedura siamo arrivati a definire il campione di dati su cui costruire i modelli: calandrella, 8 dati; tottavilla, 474; magnanina, 89; averla piccola, 254; rampichino alpestre, 110; luì verde, 70.

Per valutare la relazione esistente tra i fattori ambientali e la presenza delle specie, sono stati creati una serie di punti casuali (54952, "background" secondo la terminologia di Maxent), che sono stati confrontati con quelli di presenza; in entrambi i casi è stata calcolata la superficie occupata da ciascuna tipologia in un intorno di 600 m da ciascun punto. Questo livello di scala è stato selezionato in base ad una serie di considerazioni: a) livello medio di accuratezza geografica dei dati disponibili; b) dimensioni note degli home-range delle specie; c) elaborazione empirica di alcuni modelli a differenti livelli di scala, per individuare il livello ottimale (in base all'area sotto la curva ROC, cfr. oltre). Per quanto riguarda le variabili ambientali utilizzate per l'elaborazione dei modelli, quelle relative all'uso del suolo, ad eccezione del bosco e degli insediamenti abitativi, sono state elaborate a partire dalla carta Corine Land Cover (Bossard *et al.* 2000). La diversità (Shannon) delle tipologie di uso del suolo è stata calcolata utilizzando il software Fragstats 3.3 (McGarigal e Marks 1995). La superficie ed il margine del bosco, così come l'estensione degli insediamenti abitativi, sono stati ricavati dalla cartografia tecnica regionale (CTR), a scala 1:10000. L'altitudine è stata ricavata interrogando un modello digitale del terreno (DTM), con celle di 100 m; come misura della variabilità morfologica del territorio abbiamo utilizzato il range dell'altitudine (più variabile è l'altitudine, più accidentata è la morfologia) e il PEB ("Poggio e Buca"), una misura della posizione relativa del punto rispetto all'intorno, che fornisce valori positivi per le aree di cresta ("poggio"), e valori negativi per i fondovalle ("buca"). I dati relativi ai tipi climatici e alla geolitogia sono stati ricavati dalle banche dati del SIT della Regione Toscana. Tutte le elaborazioni GIS sono state eseguite con i software MapInfo e Vertical Mapper.

I modelli sono stati elaborati utilizzando il programma Maxent (Phillips *et al*. 2006), nella sua versione più recente (Phillips e Dudík 2008), che, utilizzando le informazioni ambientali disponibili per i punti di presenza della specie, confrontati con quelle dell'intero territorio (punti "background"), seguendo il principio di massima entropia,

restituisce, anche con campioni molto ridotti di dati (Raes e ter Steege 2007), una distribuzione spaziale dell'idoneità del territorio per la presenza della specie. Il metodo individua la distribuzione a entropia massima, sotto le limitazioni imposte dai fattori ambientali, e permette di ottimizzare l'utilizzo di ciò che si conosce, cioè i dati di presenza, evitando, al contempo, di produrre assunzioni circa ciò che non si conosce (Jaynes 1990).

Per valutare l'efficienza dei modelli ottenuti, abbiamo utilizzato il valore dell'area sotto la curva ROC (AUC), un metodo che è largamente utilizzato per questi scopi (Fielding e Bell 1997), e che ha il pregio di permettere confronti che non sono influenzati né dalle dimensioni del campione, né dal numero di fattori ambientali coinvolti. La AUC può assumere valori che vanno da 0.5 (modello senza nessuna capacità predittiva) a 1 (modello che prevede esattamente la presenza della specie). L'analisi di questi valori, e la scelta di soglie efficienti, pur ponendo numerose difficoltà (Lobo *et al.* in stampa), permette ciò nondimeno di considerare efficienti i modelli il cui valore di AUC supera 0.8 (p. es. Manel *et al.* 2001).

Dopo aver definito come valore limite di presenza/assenza, tra quelli elaborati da Maxent, quello che minimizza sia gli errori di omissione, sia quelli di inclusione (Hernandez *et al.* 2006), abbiamo definito per ciascuna specie l'areale di presenza sul territorio.

Come esempio di applicazione di questa metodologia, abbiamo utilizzato gli areali ottenuti e i dati effettivi di presenza, per condurre una "gap analysis" (es. Maiorano *et al*. 2006) descrittiva sull'effettiva efficienza delle aree protette e dei siti Natura 2000 per la tutela delle popolazioni delle specie considerate. Buona parte dei dati di partenza, infatti, è stata raccolta al'interno di aree protette o di siti Natura 2000 (es. Tellini Florenzano 2004; Tellini Florenzano *et al.* 2005), per cui è verosimile che il quadro ottenuto dai dati effettivi, in questo contesto, sia evidentemente falsato a "vantaggio" delle aree protette e dei siti Natura 2000. Abbiamo perciò calcolato le frazioni di areale Maxent e le frazioni di dati di partenza ricadenti in queste aree, potendo così valutare direttamente la differenza tra le due situazioni.

Risultati

I modelli ottenuti per le sei specie mostrano un notevole livello di efficienza (Tab. I); infatti i valori di AUC sono sempre elevati (>0.9), con l'eccezione di quello della tottavilla, che peraltro si dimostra anch'esso sufficientemente informativo (AUC > 0.8). Questi modelli permettono di identificare porzioni variabili di territorio che costituiscono l'areale di idoneità per le specie. Questi permettono un'immediata definizione dell'ordine di grandezza dell'estensione territoriale potenzialmente occupata da ciascuna di esse. Considerando i principali fattori ambientali che determinano i modelli, emerge una notevole coerenza ecologica. Così, ad esempio, la presenza della calandrella è prima di tutto condizionata dal bosco (in senso negativo), oppure, la magnanina è primariamente condizionata dalla presenza di eriche, come il rampichino alpestre dall'abetina e il luì verde dalla faggeta. Infine, tottavilla e averla piccola sono condizionate, tra l'altro, da misure di diversità ambientale (diversità di uso del suolo, e margine del bosco).

Tabella I Sintesi dei modelli ottenuti per le sei specie. AUC, area sotto la curva ROC; soglia, valore soglia dell'idoneità che minimizza gli errori di omissione e inclusione; areale, % del territorio provinciale interessato dall'areale; fattori, principali fattori che influiscono sul modello.

specie	n	AUC	soglia	areale	fattori
calandrella	8	0.990	0.313	2.7%	area di bosco, diversità uso del suolo, filari e siepi
tottavilla	474	0.803	0.339	26.6%	altitudine, area di bosco, diversità uso del suolo
averla piccola	254	0.904	0.316	15.3%	tipo climatico, area di bosco, margine del bosco
magnanina comune	89	0.977	0.153	14.7%	Eriche, "Poggio e Buca", arbusteti
rampichino alpestre	110	0.995	0.138	2.0%	abetina, altitudine, area di bosco
luì verde	70	0.977	0.157	7.7%	tipo climatico, area di bosco, faggeta

Se si confrontano le percentuali di dati effettivamente presenti nella banca dati di partenza, con le percentuali di areale stimato attraverso i modelli, ricadenti entro le aree protette (Parco Nazionale, Riserve Naturali e Aree Naturali di Interesse Locale) o i siti Natura 2000 (Siti di Interesse Comunitario, Zone di Protezione Speciale, Siti di Interesse Regionale), si notano forti difformità (Tab. II).

Tabella II Confronti tra le percentuali di dati effettivi e di areale stimato attraverso Maxent, per ciascuna delle sei specie analizzate, nelle due principali tipologie di siti finalizzati alla conservazione della biodiversità.

	entro aree protette (7.1% territorio)		entro siti Natura 2000 (12.4% territorio)	
specie	dati effettivi	Maxent	dati effettivi	Maxent
calandrella	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
tottavilla	45.5%	11.4%	70.5%	24.2%
averla piccola	26.1%	5.4%	33.8%	11.1%
magnanina comune	0.0%	0.4%	44.4%	12.1%
rampichino alpestre	100.0%	87.0%	100.0%	89.0%
luì verde	97.1%	43.1%	97.1%	63.6%

Per tutte le specie non legate agli ambienti forestali, infatti, entrambi i sistemi di aree tutelate paiono effettivamente poco efficienti. Solo la tottavilla, infatti, mostra di avere, entro le aree tutelate, una percentuale di areale maggiore di quella dell'intero territorio provinciale, mentre averla piccola e magnanina presentano percentuali confrontabili soltanto con la superficie provinciale inclusa nei siti Natura 2000. In tutti gli altri casi, l'areale di queste specie pare ricadere soprattutto al di fuori delle aree tutelate. Nel caso delle due specie forestali prese per confronto, invece, nonostante vi siano anche qui differenze evidenti tra dati effettivi e areale, sia il sistema delle aree protette, sia quello dei siti Natura 2000, paiono in grado di coprire porzioni significative dei rispettivi areali.

Discussione

Anche nel caso dei dati ornitici raccolti nel territorio della provincia di Arezzo, la definizione di modelli di massima entropia mediante il metodo Maxent dimostra buona efficienza, permettendo di utilizzare informazioni raccolte in modo estremamente ineguale, in un territorio caratterizzato da notevole variabilità ambientale. I valori elevati

di AUC, uniti alla coerenza ecologica dei fattori che maggiormente influiscono nella formulazione dell'idoneità, sembrano infatti rendere affidabili i risultati ottenuti.

Metodologie come questa, pertanto, consentono l'impiego efficiente anche di informazioni raccolte con metodi non standardizzati, anche in contesti, come quello mediterraneo, caratterizzati da notevole variabilità ambientale, sia essa naturale, sia indotta da cambiamenti antropogeni (Grove e Rackham 2003). Questo pare ancor più importante se si considera che la mole di informazioni per questi territori è spesso limitata, soprattutto per le specie di maggiore interesse per la conservazione (es. Allavena *et al.* 2007), e che si tratta di situazioni nelle quali il paesaggio sta rapidamente trasformandosi (Vos e Stortelder 1992; Falcucci *et al.* 2007), rendendo pertanto poco affidabile l'utilizzo di informazioni datate (Tellini Florenzano 2004).

L'utilizzo degli areali di idoneità individuati con Maxent permette di ottenere una stima non falsata delle aree di interesse per la conservazione, indipendentemente dall'intensità dei rilievi, sia per la presenza di singole specie, sia per individuare quali situazioni ambientali necessitano di integrazioni nella tutela. Nel caso esaminato, infatti, da un lato pare che l'attuale regime di tutela sia efficiente per i sistemi forestali, soprattutto montani (faggete e abetine), mentre diviene sempre più carente passando a paesaggi cotonali e, ancor di più, a sistemi di pianura. Si tratta di una situazione che si riscontra di frequente, in Europa in generale (Tucker e Evans 1997) e nel Mediterraneo in particolare (Maiorano *et al.* 2006), e che richiede pertanto appositi aggiustamenti nella politica di conservazione degli habitat, delle specie e dei paesaggi.

Riferimenti bibliografici

Allavena S.; Andreotti A.; Angelini J.; & Scotti M. (2007) *Status e conservazione del Nibbio reale (*Milvus milvus*) e del Nibbio bruno (*Milvus migrans*) in Italia e in Europa meridionale,* Atti del Convegno, Serra S. Quirico, 11-12 marzo 2006.

Baccetti N.; *et al.* (2002) Risultati dei censimenti degli uccelli acquatici svernanti in Italia: distribuzione, stima e trend delle popolazioni nel 1991-2000. *Biol. Cons. Fauna* **111**: 1-234.

Battisti C. & Gippoliti S. (2004) Conservation in the urban-countryside interface: a cautionary note from Italy. *Conservation Biology* **18**: 581-583.

Blasi C.; D'Antoni S.; Dupré E. & La Posta A. (2004) Atti del Convegno "La conoscenza botanica e zoologica in Italia: dagli inventari al monitoraggio". *Quad. Cons. Natura*, **18**: 1-234.

Bossard M.; Feranec J.; & Otahel J. (2000) *Technical report no. 40. CORINE land cover technical guide. Addendum 2000.* European Environment Agency, Bruxelles.

Bowker G.C. (2000) Mapping biodiversity. Int. J. Geog. Information Syst., **14**, 739–754.

Elith J., *et al.* (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. Ecography **29**: 129–151.

Falcucci A.; Maiorano L.; & Boitani L. (2007) Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape Ecology* **22**: 617-631.

Fantoni I.; Tellini Florenzano G. & Battisti A. (2001) Nicchia spaziale del Rampichino alpestre *Certhia familiaris* nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi (Appennino Settentrionale). *Avocetta* **25**: 204.

Farina A. & E. Meschini (1987) The Tuscany Breeding Bird Survey and the use of bird habitat description. *Acta Oecologica* **8**: 145-155.
Fielding A.H. & Bell J.F. (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Cons.* **24**: 38–49.
Fornasari L.; De Carli E.; Brambilla S. & Buvoli L. (2003) Mito2000: distribuzione geografica e ambientale delle specie comuni di uccelli nidificanti in Italia. *Riv. Ital. Orn.* **72**: 103-126.
Frosini M. (1999) [Senza titolo]. Negri J. & G. Tortorella (eds.). *Uomini e Parchi oggi. Oltre la Carta della Natura. Atti del Convegno*, Gargnano (BS): 129-134.
Graham C.H.; *et al.* (2004). New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends Ecol. Evol.* **19**: 497–503.
Grove A.T. & Rackham O. (2003) *The nature of mediterranean Europe. An ecological history*, Yale University Press, New Haven and London.
Guisan A.; *et al.* (2007) Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. *Diversity Distributions* **13**: 332-340.
Gusmeroli E. (2006) Il monitoraggio della biodiversità per la progettazione delle reti ecologiche nel PTC della Provincia di Arezzo. AA.VV. *Conservazione ecoregionale, reti ecologiche e governo del territorio*, Abbadia di Fiastra, Tolentino (MC): 50-53.
Hernandez P.A.; *et al.* (2006) The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modelling methods. *Ecography* **29:** 773-785.
Jaynes E.T. (1990) Notes on present status and future prospects. Grandy, W.T. & Schick, L.H. (eds.) *Maximum entropy and Bayesian Methods*, Kluwer, The Netherlands: 1-13.
Lobo J.M.; Jiménez-Valverde A. & Real R. (in stampa) AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology Biogeography*.
Macchio S.; Messineo A.; Licheri D. & Spina F. (1999) Atlante della distribuzione geografica e stagionale degli uccelli inanellati in Italia negli anni 1980-1994. *Biol. Cons. Fauna* **103**: 1-274.
Maiorano L.; Falcucci A. & Boitani L. (2006) Gap analysis of terrestrial vertebrates in Italy: Priorities for conservation planning in a human dominated landscape. *Biological Conservation*, **133:** 455-473.
Manel S.; Williams H.C. & Ormerod S.J. (2001) Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology* **38**: 921-931.
Marchant J.H.; Hudson R.; Carter P.S. & Whittington P. (1990) *Population trends in british breeding birds*, British Trust for Ornithology, Nature Conservancy Council, Tring.
Margules C.R. & Pressey R.L. (2000) Systematic conservation planning. *Nature* **405:** 243–253.
McGarigal K. & Marks B.J. (1995) *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Gen. Tech. Report PNW-GTR-351, USDA Forest Service.
Papeş M & Gaubert P. (2007) Modelling ecological niches from low numbers of occurrences: assessment of the conservation status of poorly known viverrids (Mammalia, Carnivora) across two continents. *Diversity Distributions* **13**: 890-902.
Pearson R.G.; Raxworthy C.J.; Nakamura M. & Peterson A.T. (2007) Predicting species distribution from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madascar. *J. Biogeography* **34:** 102-117.

Peterson A.T.; Papeş M. & Eaton M. (2007) Transferability and model evaluation in ecological niche modelling: a comparison of GARP and Maxent. Ecography **30**: 550-560.
Phillips S.J. & Dudík M. (2008) Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* **31**: 161-175.
Phillips S.J.; Anderson R.P. & Schapire R.E. (2006) Maximum entropy modelling of species geographic distribution. *Ecological Modelling* **190:** 231-259.
Ponder W.F.; Carter G.A.; Flemons P. & Chapman R.R. (2001) Evaluation of museum collection data for use in biodiversity assessment. *Conservation Biology* **15**, 648–657.
Raes N. & ter Steege H. (2007) A null-model for significance testing of presence-only species distribution models. *Ecography* **30**: 727-736.
Ruffo S. & Stoch F. (a cura di) (2005) Checklist e distribuzione della fauna italiana. *Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona, 2.serie* **16**: 1-307.
Sposimo P. & Tellini G., (1988) Separazione spaziale fra Allodola *Alauda arvensis* e Tottavilla *Lullula arborea* nell'Appennino settentrionale. Naturalista Sicil **12** (suppl.): 299-303.
Sposimo P. & Castelli C. (a cura di) (2005) *La biodiversità in Toscana. Specie e habitat in pericolo. RENATO*, Regione Toscana, Firenze.
Stockwell D.R.B. & Peterson A.T. (2002) Controlling bias in biodiversity data. Scott, J.M. *et al.* (eds.). *Predicting species occurrences: Issues of accuracy and scale*, Island Press, Washington, DC: 537–546.
Tellini Florenzano G. & Lapini L. (1999) Distribution and habitat of the Dartford Warbler *Sylvia undata* in the Eastern Tuscany. *Avocetta* **23**: 32-36.
Tellini Florenzano G. (2004) Birds as indicators of recent environmental changes in the Apennines (Foreste Casentinesi National Park, central Italy). *Italian J. Zool.* **71**: 317-324.
Tellini Florenzano G.; Cursano B.; Tiengo M. & Valtriani M. (1999) Le banche dati del Centro Ornitologico Toscano. Avocetta **23**: 157.
Tellini Florenzano G.; Arcamone E.; Baccetti N.; Meschini E. & Sposimo P. (1997) Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti in Toscana. 1982-1992. *Quad. Mus. Stor. Nat. Livorno* **Monografie I**: 1-414.
Tellini Florenzano G.; Londi G.; Mini L. & Campedelli T. (2005) Avifauna delle praterie del Pratomagno: effetti a breve termine degli interventi del progetto LIFE. Borchi S. (ed.). *Conservazione delle praterie montane dell'Appennino toscano, Atti Convegno finale del progetto LIFE Natura NAT/IT/7239*, Comunità Montana del Casentino, Poppi: 154-171.
Tsoar A.; Allouche O.; Steinitz O.; Rotem D. & Kadmon R. (2007) A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. *Diversity Distributions* **13:** 397-405.
Tucker G.M. & Evans M.I. (1997) *Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment*, BirdLife International, Cambridge.
Vos W. & Stortelder A. (1992) *Vanishing tuscan landscapes. Landscape ecology of a Submediterranean-Montane area (Solano Basin, Tuscany, Italy)*, Pudoc Scientific Publishers, Wageningen.

IL PROFILO DI OCCLUSIONE COME METODO DI ANALISI DELL'EFFETTO BARRIERA DOVUTO ALLE INFRASTRUTTURE VIARIE

B. Romano[1], M. Fabrizio[1] and S. Ciabò[1]

[1] Università degli Studi dell'Aquila, Dipartimento di Architettura e Urbanistica, Via Monteluco di Roio, 67100 L'Aquila. E-mail: romano@dau.ing.univaq.it .

The Occlusion Profile: a method for analyzing noise barrier by transportation infrastructures

Environmental fragmentation and habitat reduction are among the most diffused factors that produce biodiversity loss and transportation infrastructures are the principal elements that determine and exasperate such conditions. Road mortality and the disturbance effect contribute to the barrier impact.
Each obstacle creates a different degree of occlusion which acts on the different species in different way. The present study proposes a methodological approach to compare the roads technical characteristics with their impact on wildlife movements.
The analytical procedure is called "Occlusion Profile" (OP). It is presented as a longitudinal diagram of the transportation infrastructure along which the degree of interference, practiced by the structure of the road, is expressed in consideration of the entity and the typology of obstacles that are present. Then, the possibility for some selected sensitive species to be able to cross the linear barrier is analyzed. The information about the OP is also modeled by GIS software. The data obtained may be a valid support in the studies of environmental evaluations and to address mitigation measures to reduce habitat fragmentation.

Abstract

La frammentazione ambientale e la riduzione degli habitat sono tra i più diffusi fattori che contribuiscono alla perdita di biodiversità e la rete infrastrutturale viaria è a sua volta uno dei principali elementi che determina ed esaspera tali condizioni.
Ogni tipologia di barriera crea un diverso grado di occlusione ben definito che agisce sulla fauna presente secondo principi di specie-specificità e il presente studio propone una procedura analitica che pone in relazione le caratteristiche tecniche delle infrastrutture viarie con l'impatto che esse producono sull'assetto ecologico del contesto.
Il metodo, denominato Profilo di Occlusione (PdO), si configura come un diagramma longitudinale dell'asse stradale lungo il quale è esplicitato il grado di interferenza esercitato dalla struttura della strada, in considerazione dell'entità e della tipologia degli ostacoli presenti utilizzando, come parametro valutativo, la possibilità per alcune specie faunistiche selezionate, di attraversare o meno la barriera lineare.
I dati ottenuti possono essere un valido supporto negli studi di valutazioni ambientali (VIA, VAS, VincA) e per indirizzare interventi di mitigazione della frammentazione ecosistemica.

Quadro di riferimento

La causa principale della frammentazione degli ecosistemi è rappresentata dalle maglie distributive della viabilità di ogni ordine e grado, rinforzate nel loro effetto negativo dalle concentrazioni locali delle funzioni urbane residenziali e produttive.

In realtà gli effetti di cesura ambientale causati dalle reti di mobilità sono valutabili con molta difficoltà in quanto si presentano sotto multiformi fisionomie, talvolta anche anti-intuitive.

La sede viaria può presentarsi infatti completamente isolata dal contesto circostante a causa di opere di recinzione o di protezione geologica, materializzando una linea invalicabile per la maggior parte dei Tetrapodi e dei Macroinvertebrati terrestri. In tal caso, che riguarda generalmente le autostrade, alcune ferrovie e molte strade su morfologie potenzialmente instabili, si rileva un elevato effetto di frammentazione nei confronti degli habitat adiacenti (la cui entità è in parte dipendente dalla altezza della recinzione), ma vengono ridotti al minimo gli abbattimenti accidentali della fauna dovuti all'impatto con veicoli.

Nei casi in cui la sede stradale non sia recintata si possono riscontrare circostanze tecnicamente diverse:

a) carreggiata posta allo stesso livello del suolo adiacente (a raso);
b) carreggiata posta interamente ad un livello superiore a quello del suolo adiacente (in rilevato);
c) carreggiata posta interamente ad un livello inferiore a quello del suolo adiacente (in trincea);
d) carreggiata con un lato in rilevato e un lato in trincea (a mezza costa).

Non viene preso in considerazione il caso particolare del tipo b) rappresentato dal viadotto, in quanto sostanzialmente non è causa di frammentazione anche se, quando l'altezza non è rilevante, può creare un filtro al transito di alcune specie. Nei casi elencati la connessione ecologica tra gli habitat attraversati dalla infrastruttura viene certamente perturbata, ma non teoricamente interrotta, specialmente nel caso a), mentre nei restanti casi può verificarsi un'alterazione o riduzione di connessione legata all'accentuazione più o meno pronunciata delle sezioni trasversali. Ciò accade in particolare quando la sezione stradale c) diventa "a canyon", collocandosi sul fondo di scavi profondi, o quando le tipologie c) e d) insistono su morfologie naturali molto acclivi, e le scarpate e i terrapieni diventano alti e ripidi o vengono sostituiti da muri di sostegno, ricadendo così in una condizione di occlusione dei flussi biotici analoga a quella delle recinzioni già descritta in precedenza.

Se le sezioni a), b), c) e d) presentano però un profilo "morbido" il loro attraversamento è di fatto possibile da parte di tutte le specie terrestri e il problema vero si sposta sul disturbo costituito dal traffico veicolare. Nel caso in cui i flussi siano molto elevati, sia gli ingombri continui della carreggiata, sia gli effetti collaterali di rumore, inquinamento e illuminazione realizzeranno situazioni di occlusione elevatissima con dissuasione pressoché totale degli attraversamenti faunistici (Rhe e Seitz, 1990; Findlay e Bourdages, 2000).

In corrispondenza di una sezione stradale di misura, avendo un flusso di traffico pari a n veicoli/h, il tempo durante il quale la sezione stessa resta libera da transiti è pari a:

$$\Delta t = 1/n$$

Le probabilità di riuscita di un attraversamento stradale da parte della fauna terrestre dipendono pertanto, a parità di Δt, dalla velocità media di spostamento esprimibile dagli individui delle varie specie e dalla larghezza della strada, nonché dalle dimensioni in lunghezza e larghezza dei mezzi transitanti (Romano, 2002; Battisti e Romano, 2007). Da queste riflessioni emerge una teorica possibilità di elaborare un coefficiente di occlusione biologica della viabilità veicolare anche molto dettagliato, considerando numerose variabili. Nella realtà i dati indispensabili sono ben poco presenti nei Sistemi Informativi Territoriali e di difficoltosa elaborazione, considerando che stessi tratti di viabilità presentano flussi di traffico molto differenziati per stagioni o per fasce orarie diurne e notturne.

Quando l'interferenza all'attraversamento dovuta al traffico è comunque considerevole si dovrà ricorrere ad interventi di riduzione della frammentazione stradale ad opere già esistenti il che, per le sezioni a), c) e d) è decisamente difficoltoso, in termini sia tecnici che economici (sovrappassi, sottopassi, ecc..), tanto da risultare generalmente sconsigliabile se non nei ridottissimi casi in cui si manifesta una esigenza irrinunciabile per specie di grande valore conservazionistico. Nel caso b) sono più praticabili progetti di "foratura" dei rilevati con inserimento di elementi passanti tubolari, utilizzabili però solamente da specie come meso o micromammiferi, anfibi e rettili (Malcevschi *et al.*, 1996).

In alcuni casi è tuttavia possibile sfruttare sottopassi già esistenti, potenziandone l'utilizzo da parte della fauna locale, attuando interventi di rinaturazione ed ambientazione d'invito del passaggio.

Se gli elevati flussi di traffico creano, come detto, situazioni di barriera quasi invalicabile, i flussi di traffico molto bassi, soprattutto quando riguardano sezioni stradali ad occlusione minima come quelle del tipo a), non sono certamente da ritenersi innocui. Scarsi flussi di traffico comportano un basso livello di disturbo collaterale e creano una condizione di apparente tranquillità nell'area adiacente alle carreggiate, non dissuadendo la fauna dagli attraversamenti e dalle frequentazioni, aumentando pertanto le possibilità di abbattimenti accidentali rispetto a strade ben più trafficate (Scoccianti, 2006).

Le riflessioni appena esposte riflettono un quadro di elevata complessità, assumendo la consapevolezza che è sempre estremamente impegnativa l'azione ex-post, mentre, in molti casi, le opere di deframmentazione studiate in sede progettuale della infrastruttura ed inserite durante la fase di cantiere possono risultare quasi a costo zero. Ciò va a rinforzare la necessità di assicurare ai progetti stradali e ferroviari una adeguata base di conoscenze sugli assetti ecosistemici delle zone attraversate, con riferimento agli habitat intercettati ed alle caratteristiche comportamentali e di mobilità delle specie residenti (Ferroni *et al.*, 2006).

È utile precisare che la letteratura scientifica sugli effetti delle barriere stradali nei confronti della fauna (*road ecology*) è molto ricca ed inizia fin dagli anni '70 forse con il primo lavoro in proposito dell'olandese van Gelder (1973), intensificandosi poi con esperienze statunitensi (Leedly, 1975; Erickson *et al.*, 1978; Wilkins e Schmidly, 1980).

Le iniziative di studio proseguono densamente negli anni '80 anche con più frequenti interventi europei, in particolare francesi e tedeschi (Ballon, 1985; Camby e Maizeret, 1985; Schultz, 1985; Der Bundesminister Für Verkehr, 1987; Podloucky, 1989). Decisamente importante in anni più recenti il contributo spagnolo dell'Università di Madrid (Velasco *et al.*, 1992; Yanes *et al.*, 1995; Rosell e Velasco, 1999) e il più recente lavoro di Forman *et al.* (2002).

Le grandi barriere infrastrutturali complesse in Europa possono individuarsi negli assi infrastrutturali multipli, nei quali si rileva la compresenza di autostrada, linea ferroviaria e viabilità ordinaria. In queste circostanze la ecoconnessione trasversale, per animali almeno di una certa dimensione, è presente unicamente quando il fascio infrastrutturale transita in galleria oppure in viadotto e, appunto per questo motivo, il rilevamento di queste opere costituisce un capitolo essenziale dell'analisi della continuità territoriale fin dalle prime fasi di ricerca configurativa dei corridoi ecologici potenziali.

Nel caso di tunnel molto lunghi l'infrastruttura interessata non provoca alcun tipo di disturbo, neanche acustico, se non nei settori estremi di entrata e uscita dalla galleria. Nel caso invece di viadotti e ponti, in particolare in presenza di arterie dove il traffico si articola sulle 24 ore, pur essendo consentito il transito biologico trasversale, resta un fattore di disturbo sonoro e vibrazioni. L'entità e gli effetti di questi disturbi possono essere valutati esclusivamente caso per caso, in funzione dello sviluppo lineare dell'opera, della sua altezza da terra e delle caratteristiche generali della infrastruttura relativa (Spellerberg, 1998). Alcune esperienze condotte nei Paesi Bassi (ANPA, 1997) hanno indicato come alcuni ungulati, mediamente, non si avvicinano in nessun caso a più di 500-600 metri dalle autostrade.

Al di là della presenza o meno di discontinuità longitudinali della barriera infrastrutturale si deve però considerare che alla molteplicità delle attrezzature viarie parallele si associa la presenza, a diversi gradi di densità, di urbanizzazioni residenziali o produttive, le quali formano ulteriori barriere con disturbi concentrati anche nelle ore notturne (recinzioni delle proprietà, illuminazione, rumori, traffico localizzato).

Aspetti metodologici

L'essenza dell'ecologia stradale (Forman, 2000; Forman e Deblinger, 2000) è legata all'interazione tra organismi, ambiente, strade e veicoli: la *Road ecology* esplora e indirizza le relazioni tra l'ambiente naturale e il sistema infrastrutturale cercando soluzioni applicabili in fase di progettazione di strade, autostrade e ferrovie o finalizzate alla mitigazione degli effetti di opere già realizzate. I principali effetti negativi sugli ecosistemi indotti dalla presenza di strade possono essere sintetizzati in:

- Inquinamento chimico.
- Inquinamento acustico.
- Invasione di specie alloctone.
- Presenza di microdiscariche.
- Perdita di habitat e riduzione della loro qualità.
- Mortalità faunistica.
- Frammentazione ambientale e perdita di connettività.

Mentre le prime quattro ripercussioni negative si hanno indipendentemente dalla collocazione geografica dell'infrastruttura, l'incidenza di fenomeni come *la mortalità faunistica, la perdita e la frammentazione di habitat* aumenta notevolmente laddove sono rilevabili delle sovrapposizioni o dei punti di tangenza tra la rete infrastrutturale e le linee di connettività ecologica mono o multispecifica. In tutti quei siti in cui i tracciati viari attraversano o costeggiano zone potenzialmente identificabili come *core areas, buffer zone, wildlife corridor, stepping stones* o semplici *restoration areas* è infatti particolarmente accentuato il disturbo arrecato ai popolamenti faunistici i cui spostamenti lungo le direttrici naturali sono intralciati dalla presenza di ostacoli lineari di origine antropica.

Il profilo di occlusione ecosistemica delle infrastrutture

Uno strumento tecnico in grado di quantificare gli impatti dei progetti stradali sull'integrità ecosistemica è il Profilo di Occlusione (PdO): esso rappresenta un elemento di collegamento tra le caratteristiche prettamente tecniche delle infrastrutture viarie e la loro interazione con l'assetto ecologico del contesto.

Il PdO si configura come un diagramma longitudinale dell'asse stradale lungo il quale è esplicitato il grado di interferenza esercitato dalla struttura della strada, in considerazione dell'entità e della tipologia degli ostacoli presenti utilizzando, come parametro valutativo, la possibilità per alcune specie faunistiche opportunamente selezionate di attraversare o meno la linea infrastrutturale. Lungo le strade infatti si possono avere diverse tipologie di barriere che vanno dai muri di contenimento, alle reti, ai separatori stradali *new jersey*, ai *guardrail*; ogni tipologia di barriera crea un diverso grado di occlusione ben definito che agisce sulla fauna presente secondo principi di specie-specificità: ad esempio, una recinzione di due metri a maglie larghe è invalicabile per un grande mammifero, ma non blocca affatto il passaggio di un rettile.

Successivamente il tratto viario è schematizzato attraverso una suddivisione in unità base progressive di uguale lunghezza. Per ogni sezione sono indicate le barriere rilevate (es. muro di altezza inferiore a 0,7 m, muro compreso tra 0,7 m e 2 m di altezza, recinzione, *guard-rail* ecc.).

A questa analisi di tipo strutturale segue un esame dell'infrastruttura di tipo funzionale, in cui viene misurato il grado di occlusività degli ostacoli rispetto ad alcune specie target. Si tratterà di specie scelte tra quelle potenzialmente presenti perché in grado di dare indicazioni sulla funzionalità attuale e presumibile dei corridoi ecologici in relazione ad elementi lineari di discontinuità; inoltre sono rappresentative di una serie di altre specie ad esse associate per comportamenti eco-etologici simili.

Per ogni specie target le sezioni progressive sono classificate in sei livelli di occlusività (totale, elevata, media, bassa, nulla con attraversamento e nulla senza attraversamento) in considerazione delle barriere presenti ai margini della carreggiata.

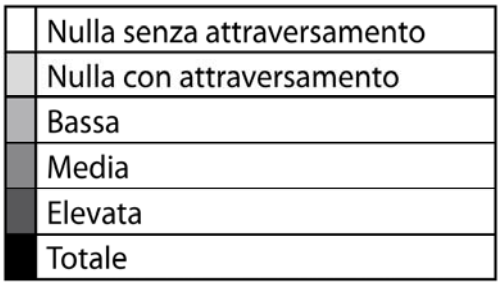


Figura 1. Classificazione dell'occlusività

L'occlusività «nulla senza attraversamento» è data da elementi quali gallerie e viadotti mentre il tracciato a raso è considerato «nullo con attraversamento». La classificazione dell'effetto barriera dei tratti è realizzata attraverso una colorazione graduale che utilizza diverse tonalità di grigio a seconda dell'occlusione rilevata.

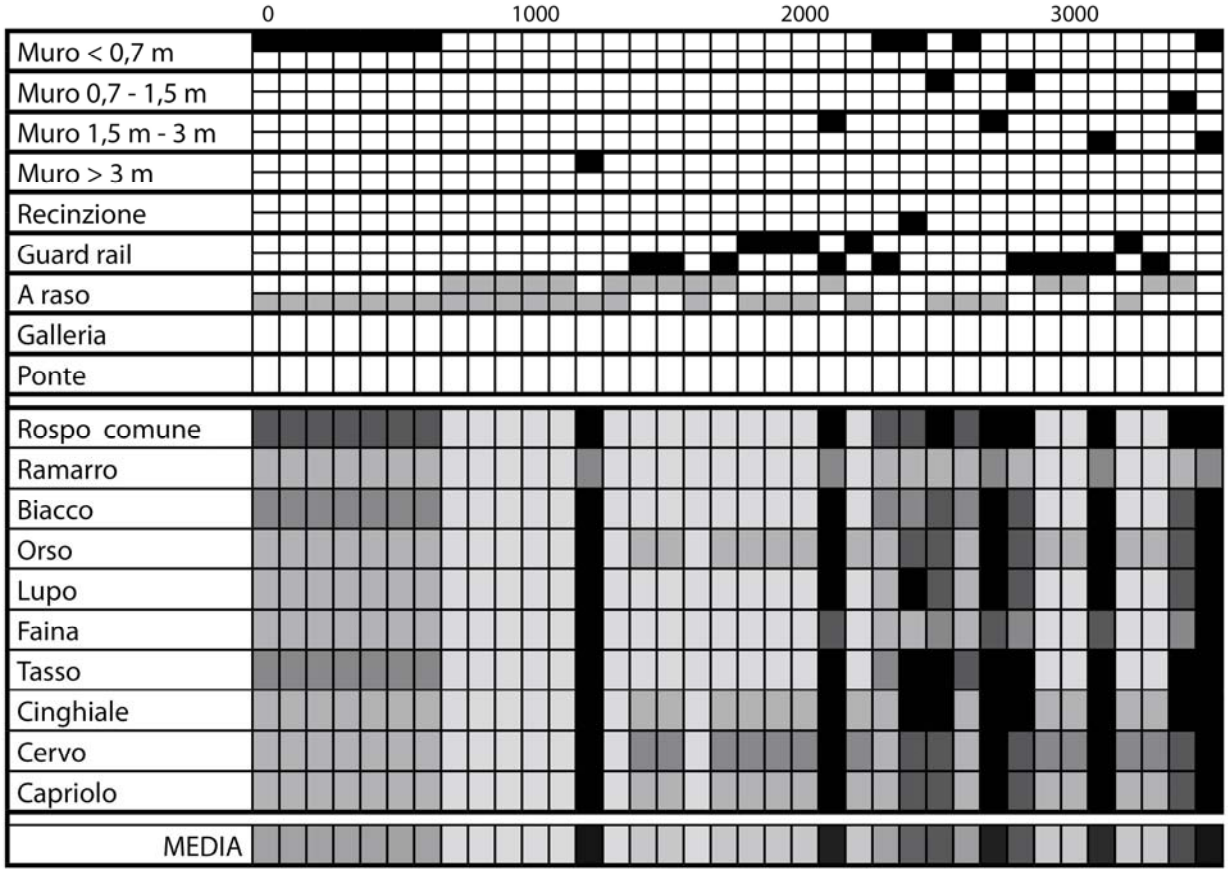


Figura 2. Esempio di Profilo di Occlusione

Un passaggio cruciale per l'utilizzo ottimale del metodo consiste nel riportare su cartografia, attraverso tecniche GIS, la relazione gli effetti prodotti dalle infrastrutture sulla mobilità di determinate specie con le prerogative caratterizzanti l'area di studio, descritte attraverso la cartografia tematica (uso del suolo, vegetazione, presenza di edificato ecc.), ed eventuali indagini sulla *road mortality*. Georeferenziando la localizzazione degli incidenti tra veicoli e fauna selvatica è possibile infatti comparare le aree interessate da elevata mortalità stradale con le caratteristiche strutturali del tracciato e le tipologie di uso del suolo presenti nelle adiacenze.

La procedura descritta costituisce uno strumento agile per avere informazioni sulla permeabilità di un'area attraversata da una infrastruttura in quanto fornisce dati utilizzabili sia a grande scala, indicando quali sono le zone di massima probabilità di passaggio faunistico, sia a piccola scala suggerendo se l'infrastruttura, in un punto ben preciso, è attraversabile. Questo consente di ottimizzare la gestione a larga scala di Reti Ecologiche e, al tempo stesso, di individuare i luoghi, anche puntiformi, dove intervenire con progetti di mitigazione.

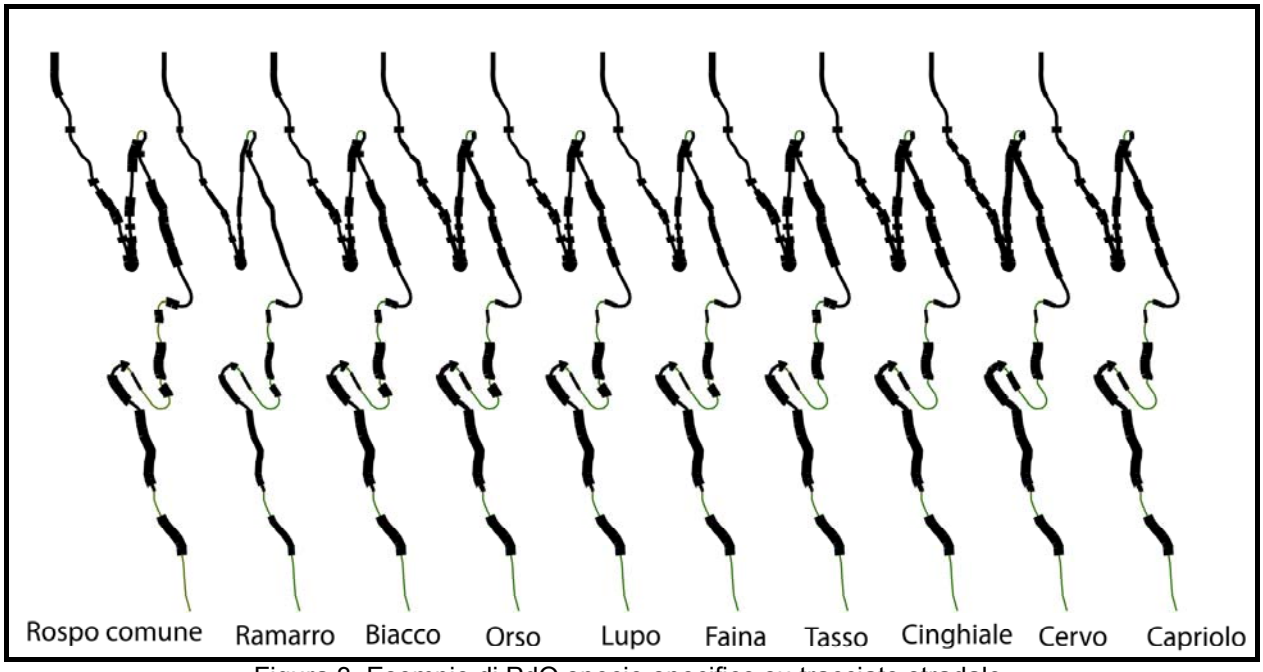


Figura 3. Esempio di PdO specie-specifico su tracciato stradale

Oltre alle applicazioni elencate il PdO può essere utilizzato come supporto per indagini biologico-naturalistiche che hanno per oggetto la struttura geografica di popolazioni animali residenti in habitat più o meno frammentati. Inoltre, essendo una procedura analitica facilmente standardizzabile in termini manualistici, è inseribile tra le elaborazioni a corredo dei progetti stradali o ferroviari e nelle loro VIA, VAS e VIncA.

Riferimenti bibliografici

ANPA (1997) Defragmentation. *Traduzione italiana del video edito da The Trasport Road and Hydraulic Engineering Division, The Netherlands.*

Ballon, P. (1985) Bilan technique des aménagement réalisés en France pour réduire les impacts des grandes infrastructures linéaires sur les ongulés gibiers. *Bull. mens. Off. Nat. Chasse* **104:** 33-9.

Battisti, C. & Romano, B. (2007) *Frammentazione e connettività: dall'analisi ecologica alla pianificazione ambientale.* p. 465, Città Studi Ed., Milano.

Camby, A. & Maizeret, C. (1985) Perméabilité des route set autoroutes vis-à-vis des mammiféres carnivores: exemple des études menées dans les Landes de Gascogne. In: Routes et faune sauvage. *Actes du colloque. Ministére de l'Equipement, du Logement, du l'Aménagement du Territoire et des Transports, Bagneux-Cedex*. 183-203.

Der Bundesminister Für Verkehr (1987) *Merkblatt zum Amphibienschutz an Straßen.* Allgemeines Rundschreiben Straßenbau, n. 1/1987, Bonn.

Erickson, P.A.; Camougis, G. & Robbins, E.J. (1978) *Highways and ecology: impact assessment and mitigation.* U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration, Washington. Report FHWA-RWE/OEP-78-2.

Ferroni, F.; Filpa, A. & Romano, B. (2006) Le opere della legge obiettivo versus aree protette, reti ecologiche e conservazione ecoregionale: elementi per un bilancio. In:

AA.VV. (eds) *La cattiva strada, la prima ricerca sulla legge obiettivo, dal ponte sullo Stretto alla Tav.* WWF: 43-62.
Findlay, C.S. & Bourdages, J. (2000) Response time of wetland biodiversity to road construction on adiacent lands. *Conservation Biology*. **14:** 86-94.
Forman R.T.T. (2000) Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology* **14:** 31-35.
Forman, R.T.T. & Deblinger, R.D. (2000) The ecological Road-Effect zone of a Massachusetts (U.S.A.) suburban highway. *Conservation Biology* **14:** 36-46.
Forman, R.T.T.; Sperling, D. & Bissonette J.A. (2002) Road Ecology. Science and Solutions. *Island Press.*
Leedly D.L. (1975) *Highway-wildlife relationship. Vol. 1 A state of the art report.* Federal Highway Administration, Washington DC, Office of Research and Development Report n. FHWA-RD-76-4.
Malcevschi, S.; Bisogni, L.G. & Gariboldi, A. (1996) *Reti ecologiche ed interventi di miglioramento ambientale.* Il Verde Editoriale, Milano.
Podloucky, R. (1989) Protection of amphibians on roads: examples and experiences from Lower Saxony. In: Amphibians and roads. *Proceedings of the Toad Tunnel Conference, T.E.S. Ed., Bedfordshire:* 15-28.
Rhe, W. & Seitz, A. (1990) The influence of land use on the genetic structure of populations of the common frog Rana temporaria. *Biological Conservation* **54:** 239-249.
Romano, B. (2002) Evaluation of urban fragmentation in the ecosystems. *Proceedings of International Conference on Mountain Environment and Development (ICMED)*. Ottobre 15-19 2002, Chengdu, China.
Rosell, C. & Velasco, J.M. (1999) Manual de Prevenciòn y Correcciòn de Impactos de las Infrestructuras Viarias sobre la Fauna. *Documents dels Quaders de medi ambient. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient, Barcelona.*
Schultz, W. (1985) Biobrücken. In:Route set faune sauvage. *Actes du colloqui. Ministére de l'Equipement, du Logement, du l'Aménagement du Territoire et des Transports, Bagneux-Cedex*: 265-268.
Scoccianti, C. (2006) *Ricostruire reti ecologiche nelle pianure.* Autorità di Bacino del Fiume Arno. Firenze.
Spellerberg, I.F. (1998) Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecology and Biogeographic Letters* **7:** 317-333.
Van Gelder, J.J. (1973) A quantitative approach to the mortality resulting from traffic in a population of *Bufo bufo L. Oecologia* **13:** 93-95.
Velasco, J.M.; Yanes, M. & Suárez, F. (1992) Análisis de la problemática del efecto barrera de las infraestructuras lineales en las poblaciones de vertebrados. *Medidas Correctoras. Documento final. Departamento de Ecología de la Universidad Autónoma de Madrid (U.A.M.). ICONA, Madrid.*
Wilkins, K. T. & Schimdly, D.J. (1980) Highway mortality of vertebrate in southeastern Texas. *Texas Journal of Science* **32:** 343-350.
Yanes, M.; Velasco, J. & Suárez, F. (1995) Permeability of roads and railways to vertebrates: the importance of culverts. *Biological Conservation* **71:** 217-222.

INFRASTRUTTURE E PAESAGGIO: DAL PROGETTO ALLA MITIGAZIONE

E. d'Alessandro[1]

[1]Università della Calabria, Dipartimento di Pianificazione Territoriale, ponte P. Bucci cubo 46B, 87036 Arcavacata di Rende (CS), erminia.dalessandro@unical.it

---

Infrastructures and landscape: from design to mitigation
The Salerno-Reggio Calabria motorway modernization is an example of landscape transformation. The questions are: does the layout belong to the "place" or to the "motorway"? Must places identity and their being recognizable succumb to their functionality and economy? Necessity to create shape (design) as "element of order", "economy of place", signification of a "new lived" will be discussed, not the ambiguous integration between new and existing.

Abstract
Il caso dell'ammodernamento dell'autostrada Salerno-Reggio Calabria è un esempio di trasformazione del paesaggio, la domanda che si pone è se il tracciato appartiene di più al luogo o all'autostrada, cioè se la restituzione ai luoghi di identità e riconoscibilità debba soccombere all'insegna della funzionalità e dell'economia. Si vuole discutere non della ambigua integrazione tra nuovo ed esistente, ma della necessità di creare forma (progetto) come elemento d'ordine, economia di spazio, significazione di un nuovo vissuto.

Tempo fa leggevo un interessante manuale di progettazione scritto da Alberto Clementi e a cura di Paola Cannavò e in particolare colpiva la mia attenzione il termine Infrascape: straordinaria sintesi di infrastructure e landscape.

Infrastrutture e paesaggio, termini di una questione di grande attualità, l'uno icona delle sviluppo l'altro dell'identità dei luoghi, il primo elemento funzionale alla crescita relazionale ed economica, il secondo determinante per la qualità della vita e per la salvaguardia del valore insediativo e ambientale.

Sembrano termini contrapposti, espressioni diverse di uno stesso anelito di grandiosità, ciononostante niente affatto incompatibili, anzi strettamente legati dal processo di progettazione.

Ai nostri giorni, però, i non-luoghi del movimento, pur stimolando attenzioni vastissime, competenze multidisciplinari, tecniche di alto livello, presentano una assoluta incuria nel progetto paesaggistico dell'infrastruttura.

Il disegno consapevole del paesaggio nella costruzione delle infrastrutture italiane non esiste, in quanto le stesse risultano ancora dominate, nella loro concezione, da logiche di tipo unicamente economico e funzionale.

Le strade e le ferrovie italiane dimostrano inesorabilmente che in Italia si distingue ancora tra progetto d'ingegneria e progetto d'architettura nella sua visione più limitante e soprattutto più conservatrice, che vede la figura dell'ingegnere come tecnico, diversamente da quella dell'architetto come detentore dell'estetica e del decoro.

Per l'Italia è paradossale questo discorso se si considerano le belle strade alberate del passato che costruivano un rapporto speciale con il paesaggio circostante, portando

il nostro sguardo verso le coste, le colline, lungo le grandi pianure. L'Italia è piena di esempi in cui la qualità del paesaggio ha fatto da cornice e limite alle arterie stradali, basti pensare alla prima strada alta sopra Napoli, oppure ai tracciati delle grandi strade consolari, ai tanti valichi alpini.

Poi, ad un certo punto, è subentrata quella che Luca Molinari, parlando dell'Alta velocità, definisce pericolosa anmesia, cioè il più completo disinteresse della popolazione per lo spazio pubblico, per tutti quegli spazi della mobilità o annessi ad essa, figli del desiderio di modernità ed oggi terra di nessuno.

La strada, infrastruttura per eccellenza, regna nei nostri paesaggi, spogliata, degradata a vettore del più celere spostamento, privata dalla preponderanza del suo destino utilitario dello sviluppo di ogni altra riflessione funzionale e figurativa.

La strada trasforma i territori, cambia la costituzione delle aree antropizzate; una infrastrutturazione diffusa che è avvenuta con gravi perdite dei valori e delle risorse del paesaggio e dell'ambiente. Ma, già nel 1939, Le Corbusier scriveva in Sur les 4 routes: "Una strada è un'entità chilometrica, è un avvenimento plastico in seno alla natura. Geometria e natura sono state il supporto di cose emozionanti". Quindi se la strada da una parte è un "ampio poema dell'architettura del paesaggio", di cui costituisce l'unità attraverso il variare delle terre, delle rocce e dei pendii, dall'altra preannuncia la morte del paesaggio stesso a favore di un potenziale funzionale, morfologico e figurativo, come ogni altro elemento propriamente urbano.

È necessario, quindi, riconoscere il ruolo delle infrastrutture della mobilità nella costruzione dell'ambiente contemporaneo; risulta indispensabile la considerazione delle strade, delle autostrade, delle ferrovie, delle galelrie, dei viadotti come elementi dell'estetica dei luoghi, come oggetti di apporti di molte discipline, come architetture elaborate da una potenzialità progettuale interpretata nella fisicità dei paesaggi di cui esse sono parte costruttiva.

Se da una parte lo sviluppo economico, per cui la razionalità deve essere anteposta alle ragioni dei luoghi, investe il territorio con processi di programmazione e di gestione, dall'altra, il sempre più crescente interesse per l'ambiente e per il paesaggio deve negoziare azioni, più che di tutela e di conservazione degli stessi, di nuove generazioni, di nuovi sviluppi.

Le discipline che si occupano delle trasformazioni del territorio devono allora superare sia l'aridità e la povertà dei modelli progettuali offerti da pareri che affrontano le infrastrutture come argomento specialistico autoreferenziale, sia l'inefficacia di progettazioni ex post come la mitigazione degli impatti sull'ambiente e sui paesaggi o delle procedure della qualità e sostenibilità degli interventi.

Non si tratta di portare avanti operazioni di landscaping a posteriori, ma piuttosto di rivendicare la necessità di una visione complessiva dell'architettura dei luoghi.

La scommessa della progettazione deve essere quella di far emergere nuove immagini di paesaggi e di infrastrutture attraversate; immagini che rendano conto della complessità dell'opera e del luogo che l'accoglie. Questa diversa progettualità deve puntare ad esprimere atteggiamenti non solo di rispetto del paesaggio, ma anche di arricchimento e di miglioramento formale del contesto che viviamo e che ospita l'infrastruttura.

"Per la posta in gioco paesaggista – scrive Bernard Lassus, architetto di sistemazioni paesaggistiche francesi – non è che il tracciato autostradale appartiene al luogo più che all'autostrada; la questione consiste nel fare strade che passano e fanno scoprire e non strade che attraversano".

L'obiettivo non deve essere la integrazione tra nuovo ed esistente, il nascondere dietro gli alberi gli orrori di un'opera colossale, ma la rifondazione dei luoghi stessi attraverso un progetto a grande scala.

Il ruolo del progettista diventa quello di restituire al luogo, alla luce delle necessarie trasformazioni, identità e riconoscibilità, non attraverso opere posticce, ma attraverso l'infrastruttura stessa.

La forma, la materia, il rapporto spaziale con il contesto diventano significazione di un nuovo vissuto, diventano nuovo e condiviso paesaggio.

L'infrastruttura non si deve limitare a rilevare il paesaggio contrapponendo le geometrie nette alle ondulazioni dei rilievi; né si deve limitare ad adagiarsi nel paesaggio stesso, contrastando spesso con la sua naturalità o entrando in risonanza con essa.

Ma "è l'infrastruttura di per se che crea paesaggio, attraverso la tensione che introduce tra un qui e un altrove, tra il visibile e l'invisibile, tra il presente ed il futuro" come scrive Antoine Picon a proposito dei cinquant'anni dell'autostrada Torino-Savona, "l'autostrada è contemporaneamente una realtà e una promessa, realtà di vie e di opere, promessa di regioni lontane di cui si intuisce l'esistenza immediatamente al di là dell'orizzonte. È questo potenziale di narrazione a fare di ciò che resta paesaggio, e a rendere l'infrastruttura autostradale cosi fotogenica … Tra realtà e promessa, l'autostrada non è una cosa, ma un paesaggio, un paesaggio umano".

In tal senso l'infrastruttura può diventare opportunità per la riqualificazione sia estetica che funzionale di un territorio attraversato, in cui può generare nuove identità, opportunità di sviluppo, di collegamenti e relazioni, di offerta di servizi.

Ecco che allora non esiste più il paesaggio, landscape, da una parte e l'infrastruttura, infrastrucure, dall'altra, ma esiste l'Infrascape.

Il paesaggio diventa fondamento del progetto e non più misero e deludente anelito di mascheramenti e di illusioni di salvaguardia ambientale, come oggi accade nei processi di mitigazione, ad esempio per il recente e a noi vicino caso dell'ammodernamento della Sa-Rc.

La realizzazione delle infrastrutture come paesaggi dell'avvenire, non vuol affatto dire privilegiare i tradizionali approcci di natura mimetica, ovvero di ambientamento delle opere destinato a ridurne per quanto possibile l'ingombro visuale nei confronti dei panorami esistenti. Né vuol dire enfatizzare oltre misura l'attenzione alle forme estetiche e tecnologiche delle opere d'arte come espressione delle conquiste dell'ingegneria o come affermazione degli immaginari di modernizzazione della società contemporanea. Né vuol dire soltanto ridurre al minimo i rischi di compromissione degli ecosistemi e dei valori di naturalità riconosciuti nell'ambiente.

La realizzazione delle infrastrutture come paesaggi dell'avvenire, piuttosto, invita ad elaborare una nuova estetica, che contribuisca a rinnovare la percezione delle cose, un'estetica capace di far apprezzare i nuovi spazi contemporanei. Le opere infrastrutturali dialogano così con i contesti territoriali che attraversano, non solo adattandosi alla diversità dei paesaggi locali, senza imporsi con forme autocentrate, ma divenendo esse stesse momento costruttivo e realizzativo di nuovi paesaggi. L'esperienza del transito diventa così fonte di apprendimento dei valori che si nascondono dietro l'apparente banalità delle cose.

Riferimenti bibliografici

Clementi A.; (2003) *Infrascape. Infrastrutture e paesaggio*, a cura di P. Cannavò, Mandragora, Firenze.
Bonino M. & Moraglio M.; (2006) *Inventare gli sposatamenti. Storia e immagini dell'autostrada Torino-Savona-Inventing movement. History and images of the A6 motorway. Catalogo della mostra*, Allemandi, Torino.
De Cesaris A.; (2004) *Infrastrutture e paesaggio urbano*, EdilStampa, Roma.
Marinoni G.; (2006) *Infrastrutture nel progetto urbano*, Franco Angeli, Roma.
D'Urso S.; (2005) *Lo spazio pubblico, infrastrutture, paesaggio*, Maggioli Editore, Milano.
Morelli E.; (2005) *Disegnare linee nel paesaggio. Metodologie di progettazione paesistica delle grandi infrastrutture viarie*, Firenze University Press, Firenze.
Barbieri P.; (2006) *Infraspazi*, Meltemi, Roma.

FATTORI ECOLOGICI A VASTA SCALA CHE DETERMINANO LA PRESENZA DI SPECIE DI ROPALOCERI DI RILEVANTE INTERESSE IN TOSCANA

L. Favilli[1], A. Piazzini[1], G. Tellini Florenzano[2], G. Londi[2], T. Campedelli[2]

[1] Dipartimento di Scienze Ambientali, Via Mattioli 4, 53100, Siena (SI). favilli@unisi.it;
[2] DREAM Italia, via dei Guazzi 31, I-52013, Poppi (AR). e-mail: tellini@dream-italia.it

---

Abstract. Large-scale ecological factors affecting the presence of endangered butterflies in Tuscany (Italy)
The ecological traits of the butterflies make them good environmental indicators. Many species are nowadays declining, owing to environmental and climatic changes. The knowledge about these taxa assumes therefore a general interest. Although small-scale ecological traits on these insects are well-known in Italy, the knowledge about large-scale factors influencing butterflies' distribution is almost completely lacking. In this study the large-scale ecology of 23 red-listed species was modelled with a maximum entropy approach (Maxent), considering a series of environmental factors (climate, elevation, land-use). The results show that this method gives accurate and ecologically sound models, that allow to: i) define the species' large-scale ranges; ii) build suitability maps, useful to concentrate future sampling efforts; iii) select habitats and sites for conservation.

Abstract
I Lepidotteri Ropaloceri (Hesperioidea e Papilionoidea) sono insetti le cui caratteristiche ecologiche ne permettono un uso come indicatori ambientali. Molte specie sono oggi in declino, a causa di modificazioni ambientali e climatiche, per cui la loro conoscenza assume un interesse generale. In Italia sono disponibili informazioni ecologiche a piccola scala su questi insetti, che sono utili per individuare i microhabitat utilizzati dalle singole entità, ma mancano analisi a scale maggiori. Sono state esaminate 23 specie di Ropaloceri inserite nella Lista Rossa Toscana, confrontandole a scala regionale con una serie di fattori ambientali (clima, altitudine, uso del suolo), mediante una procedura modellistica di massima entropia (Maxent). I risultati ottenuti mostrano interessanti relazioni con alcune variabili ambientali che possono essere utilizzate per: 1) determinare a media scala la presenza delle specie; 2) costruire carte di idoneità che possono indirizzare future ricerche sul campo; 3) selezionare habitat e siti da proteggere.

Introduzione

Negli ultimi anni molte specie di Lepidotteri Ropaloceri (Hesperioidea e Papilionoidea) sono andate incontro ad un allarmante declino per le modificazioni ambientali e climatiche indotte dall'uomo (Oeckinger e Smith 2006; White e Kerr 2007). La conoscenza di quasti taxa assume dunque un sempre maggiore interesse per la conservazione, non solo per le specie in se stesse ma anche in un'ottica più generale, date le caratteristiche ecologiche (popolazioni numericamente ricche, facilità di rilevamento in natura, sensibilità alle alterazioni ambientali) che ne fanno ottimi indicatori ambientali (Bogliani *et al*. 2003; Sauberer *et al.* 2004).

La conoscenza della distribuzione geografica delle specie è di importanza cruciale per la loro conservazione, e conseguentemente per il mantenimento della biodiversità (Margules e Pressey, 2000), ma raggiungere un livello conoscitivo esauriente in questo ambito è estremamente impegnativo, sia in termini di risorse economiche che di tempo (Bowker 2000), anche nel caso di gruppi relativamente agevoli da rilevare, come sono i Ropaloceri (Pollard e Yates 1993; Sutherland 1996; Samways 2005).

D'altra parte, negli ultimi anni hanno avuto un notevole sviluppo i sistemi di archiviazione dei dati faunistici che, grazie alla costituzione di banche dati elettroniche organizzate ed agevolmente consultabili, permettono oggi di disporre di informazioni rapidamente utilizzabili (Ponder *et al.* 2001; Graham *et al.* 2004), tanto a scala nazionale (Blasi *et al*. 2004; Ruffo e Stoch 2007) che locale (per una rassegna aggiornata cfr. l'ampia bibliografia riportata da Balletto *et al.* 2007).

La gran parte di queste fonti si caratterizza per l'ineguale livello di campionamento del territorio, rendendo falsata e fuorviante l'utilizzazione diretta di queste informazioni per l'identificazione della distribuzione dei taxa (Stockwell e Peterson 2002) e, conseguentemente, per la definizione delle scelte di conservazione (Battisti e Gippoliti 2004).

Per ovviare a queste difficoltà, in anni recenti hanno avuto notevole sviluppo le metodologie di modellistica ambientale basate su dati di sola presenza (per un'esauriente rassegna cf. Elith *et al.* 2006), la cui efficienza nel definire la distribuzione geografica potenziale dei taxa analizzati, è risultata notevole, quindi utile per scopi applicativi quali l'identificazione delle aree per la conservazione (Tsoar *et al.* 2007). In particolare, il metodo basato sulla identificazione di modelli di massima entropia (Maxent, Phillips *et al.* 2006; Phillips e Dudík 2008), sembra particolarmente efficiente ed affidabile, se confrontato con altri disponibili (Elith *et al.* 2006; Peterson *et al.* 2007; Guisan *et al.* 2007), risentendo in modo limitato dell'ineguale livello di campionamento, e riuscendo a dare risultati utili anche con campioni di numerosità limitata (Papeş e Gaubert 2007; Pearson *et al.* 2007).

In questo lavoro, a partire da una serie di informazioni sulla distribuzione recente dei Ropaloceri in Toscana, sono stati sviluppati modelli con la metodologia Maxent per le specie elencate nella Lista Rossa regionale, allo scopo di valutare l'applicabilità del metodo, ancora scarsamente utilizzato per questo gruppo (Scheingross 2007), sia nella definizione degli areali distributivi delle specie, sia per identificare fattori macroambientali e di paesaggio che ne determinano la presenza.

Materiali e metodi

Lo studio ha riguardato la Toscana continentale (ca. 22600 km^2) (in questa prima fase sono state escluse le isole dell'Arcipelago) e ha preso in esame le 24 specie di Ropaloceri note per questo territorio che sono inserite nella Lista Rossa degli Insetti della Toscana (Sforzi e Bartolozzi 2001).

Sono stati utilizzati dati posteriori al 1960, sia editi che inediti raccolti dagli autori. Sono state escluse le segnalazioni antecedenti questa data poiché non rappresentano la situazione attuale, a causa delle notevoli modificazioni del territorio intercorse negli ultimi 50 anni in Toscana. Sono state selezionate solo le informazioni aventi sufficiente precisione geografica, ovvero quelle riferite al reticolato 1x1 km del sistema UTM. Per ciascun elemento della griglia e per ciascuna specie, abbiamo selezionato un solo dato. Alla fine di questa procedura abbiamo ottenuto un insieme di 505 dati; per le diverse specie, il numero di elementi di griglia varia da 1 a 98 dati. I modelli sono stati elaborati

per tutte le specie, ad eccezione di *Erebia gorge* (Hübner, [1804]), nota per un solo elemento. Per ulteriori dettagli sulle numerosità dei campioni cfr. Risultati.

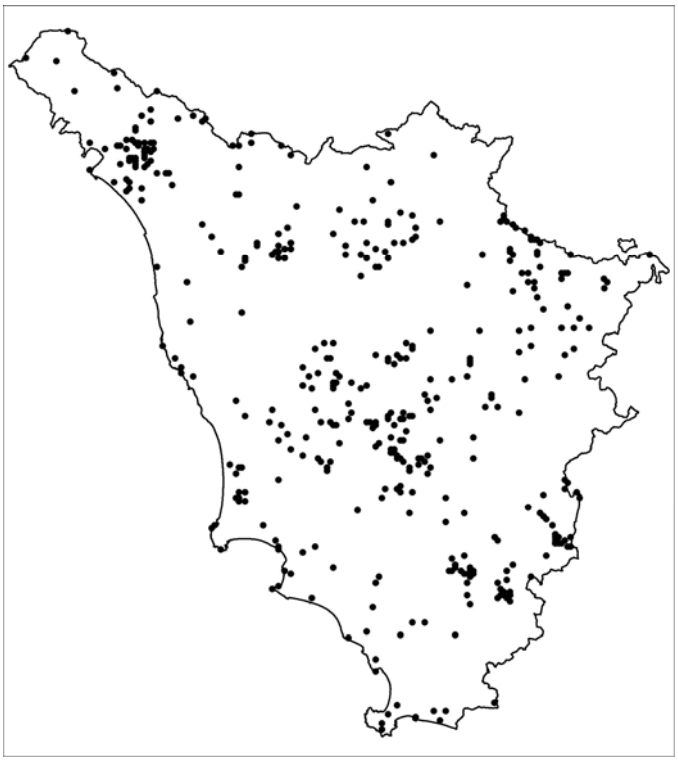


Fig. 1 Localizzazione geografica dei 505 dati utilizzati per le analisi.

Per valutare la relazione esistente tra i fattori ambientali e la presenza delle specie, sono stati creati una serie di punti casuali (22631, "background" secondo la terminologia di Maxent), che sono stati confrontati con quelli di presenza; in entrambi i casi è stata calcolata la superficie occupata da ciascuna tipologia in un intorno di 1500 m da ciascun punto. Questo livello di scala è stato selezionato in base a due considerazioni: a) accuratezza geografica dei dati disponibili; b) elaborazione empirica di alcuni modelli a differenti livelli di scala, per individuare il livello ottimale (in base all'area sotto la curva ROC, cfr. oltre). Per quanto riguarda le variabili ambientali utilizzate per l'elaborazione dei modelli, quelle relative all'uso del suolo, sono state elaborate a partire dalla carta Corine Land Cover (Bossard *et al.* 2000). Altitudine, esposizione e pendenza del versante, sono stati ricavati interrogando un modello digitale del terreno (DTM), con celle di 100 m; come misura della variabilità morfologica del territorio abbiamo utilizzato il range dell'altitudine (più variabile è l'altitudine, più accidentata è la morfologia) e il PEB ("Poggio e Buca"), una misura della posizione relativa del punto rispetto all'intorno, che fornisce valori positivi per le aree di cresta ("poggio"), e valori negativi per i fondovalle ("buca"). I dati relativi ai tipi climatici e alla geolitogia sono stati ricavati dalle banche dati del SIT della Regione Toscana. Per quanto concerne la distribuzione delle piante ospiti, sono disponibili solo dati utilizzabili per *Arbutus unedo* (pianta ospite del bruco di *Charaxes jasius*) e per *Salix* sp. e *Populus* sp. (ospiti del bruco di *Apatura ilia*) ricavati dall'archivio dell'inventario forestale regionale (Hofmann *et al.* 1998); in tutti gli altri casi non è stato possibile reperire informazioni geografiche utili. Per le tre specie (*Euchloe bellezina*, *Melanargia arge* e *Coenonympha elbana*), che in Toscana si

trovano al limite del loro areale, sono stati inseriti nei modelli anche l'effetto della latitudine e della longitudine. Fattori geografici come questi, pur avendo notevole importanza nel determinare la distribuzione dei Ropaloceri (Storch *et al.* 2003), devono essere usati con cautela quando i dati non sono raccolti secondo precisi piani di campionamento (Légendre e Légendre 1998), per cui non sono stati usati per le altre specie. Tutte le elaborazioni GIS sono state eseguite con i software MapInfo e Vertical Mapper. I modelli sono stati elaborati utilizzando il programma Maxent (Phillips *et al*. 2006), nella sua versione più recente (Phillips e Dudík 2008) che impiega le informazioni ambientali disponibili per i punti di presenza della specie, confrontati con quelle dell'intero territorio (punti "background"), seguendo il principio di massima entropia, restituisce, anche con campioni molto ridotti di dati (Raes e ter Steege 2007), una distribuzione spaziale dell'idoneità del territorio per la presenza della specie. Il metodo individua la distribuzione a entropia massima, sotto le limitazioni imposte dai fattori ambientali.

Per valutare l'efficienza dei modelli ottenuti, abbiamo impiegato il valore dell'area sotto la curva ROC (AUC), un metodo che è largamente utilizzato per questi scopi (Fielding e Bell 1997) e che ha il pregio di permettere confronti che non sono influenzati né dalle dimensioni del campione, né dal numero di fattori ambientali coinvolti. La AUC può assumere valori che vanno da 0.5 (modello senza nessuna capacità predittiva) a 1 (modello che prevede esattamente la presenza della specie). L'analisi di questi valori, e la scelta di soglie efficienti, pur ponendo numerose difficoltà (Lobo *et al.* in stampa), permette ciò nondimeno di considerare efficienti i modelli il cui valore di AUC supera 0.8 (cfr. ad es. Manel *et al.* 2001).

Per la definizione degli areali si pone la necessità di selezionare, tra i valori di idoneità definiti dal modello, soglie affidabili. Su questo aspetto esistono numerose possibilità, tra le quali è problematica la scelta (Liu *et al.* 2005). Abbiamo selezionato due opzioni, la prima (LPT), che si può definire la più conservativa (Pearson *et al.* 2007), prevede di identificare le aree idonee in base al valore minimo di idoneità, tra quelli corrispondenti ai dati effettivi; la seconda, analiticamente determinata (Hernandez *et al.* 2006), corrisponde al valore di idoneità per il quale si minimizzano sia gli errori di omissione ("false presenze"), sia quelli di esclusione ("false assenze"). In base a questi valori, per ciascuna specie, è stata stimata la percentuale di territorio toscano idoneo, oltre a poter cartografare le corrispondenti aree sulla mappa.

Risultati

I modelli ottenuti mostrano un notevole livello di efficienza per tutte le specie (Tab. I); infatti i valori di AUC sono sempre elevati (>0.8). Questi modelli permettono di identificare porzioni variabili di territorio che costituiscono l'areale di idoneità per le specie. Da ciò si può ottenere un'immediata definizione dell'ordine di grandezza dell'areale potenziale di ciascuna di esse. Considerando i principali fattori ambientali che determinano i modelli (Tab II), emerge una discreta coerenza ecologica. Così, ad esempio, la presenza di *Charaxes jasius* è prima di tutto condizionata dalla presenza di *Arbutus unedo*, oppure, le specie del genere *Erebia* sono primariamente tutte condizionate da altitudine e tipo climatico, oppure, infine, le tre specie presenti al limite del loro areale sono tutte determinate primariamente da latitudine o longitudine.

Tabella I Sintesi dei modelli ottenuti per le 23 specie. N, n. di presenze; geo, specie per le quali abbiamo utilizzato anche latitudine e longitudine; AUC, area sotto la curva ROC; LPT, % del territorio individuato dalla soglia LPT; Om/In, % del territorio individuato dalla soglia OM/In (cfr. metodi).

				areale (% territorio)	
specie	N	geo	AUC	LPT	Om/In
Parnassius apollo (Linné, 1758)	20		0.993	2.3	2.3
Parnassius mnemosyne (Linné, 1758)	20		0.986	10.3	5.0
Zerynthia polyxena ([Denis & Schiffermüller], 1775)	98		0.884	73.2	19.4
Euchloe bellezina (Boisduval, [1828])	8	+	0.960	9.9	9.9
Lycaena dispar (Haworth, 1803)	24		0.987	10.3	8.2
Lycaena thersamon (Esper, 1784)	5		0.925	27.9	20.0
Thecla betulae (Linné, 1758)	14		0.849	91.0	21.4
Maculinea arion (Linné, 1758)	38		0.862	50.5	25.9
Maculinea rebeli (Hirsche, 1904)	3		0.989	1.5	1.5
Iolana iolas (Ochsenheimer, 1816)	10		0.903	29.7	23.8
Argynnis pandora ([Denis & Schiffermüller], 1775)	12		0.964	11.6	8.3
Brenthis hecate ([Denis & Schiffermüller], 1775)	28		0.940	35.2	13.1
Charaxes jasius (Linné, 1767)	81		0.907	79.8	16.0
Apatura ilia ([Denis & Schiffermüller], 1775)	43		0.891	90.2	18.6
Satyrus ferula (Fabricius, 1793)	16		0.991	7.4	6.2
Erebia epiphron (Knoch, 1783)	9		0.997	0.8	0.8
Erebia euryale (Esper, 1805)	7		0.995	0.9	0.9
Erebia montana (de Prunner, 1798)	5		0.997	1.0	1.0
Erebia neoridas (Boisduval, [1828])	14		0.997	0.7	0.7
Melanargia arge (Sulzer, 1776)	14	+	0.983	4.5	4.5
Hyponephele lupina (Costa, [1836])	4		0.996	1.0	1.0
Coenonympha dorus (Esper, 1782)	9		0.987	3.0	3.0
Coenonympha elbana Staudinger, 1901	22	+	0.989	7.4	4.5

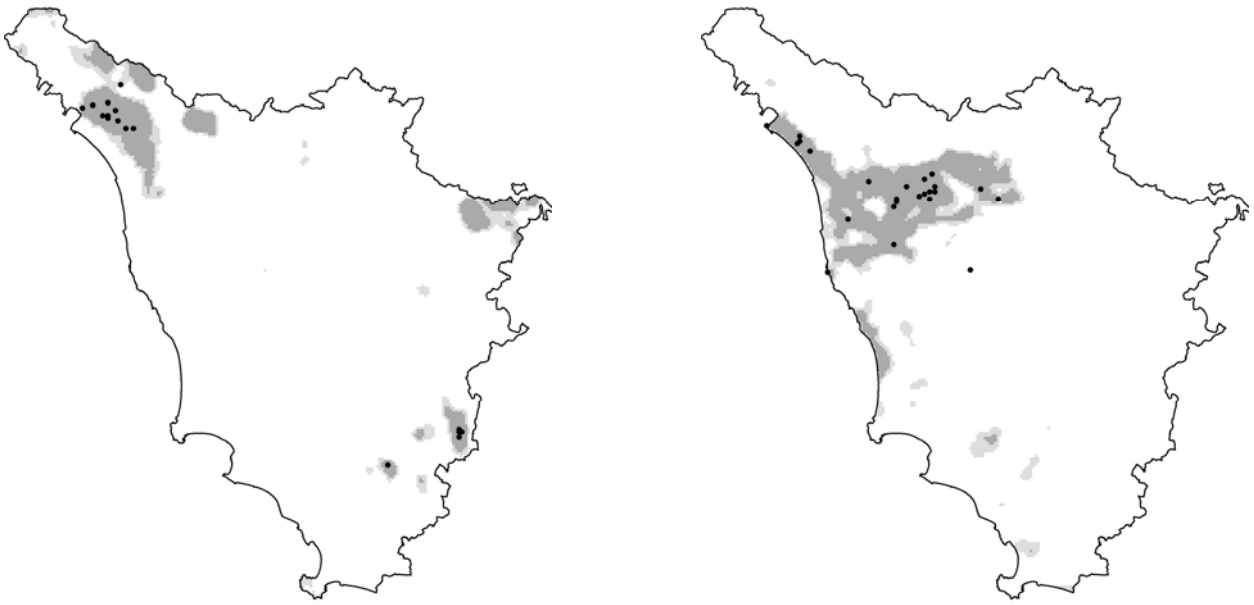


Fig. 2 Areali identificati dal modello per *Satyrus ferula* (sinistra) e *Lycaena dispar* (destra). In grigio scuro areali definiti da Om/In, in grigio chiaro LPT, i simboli rappresentano i dati di presenza nota.

Tabella II Principali fattori che determinano i modelli Maxent; si tenga presente che l'effetto di ciascuno di essi può essere positivo, negativo o non-lineare.

Specie	fattori	specie	fattori
P. apollo	tipo climatico, altitudine, praterie	*C. jasius*	*Arbutus unedo*, altitudine, praterie
P. mnemosyne	tipo climatico, margine del bosco, altitudine	*A. ilia*	tipo climatico, "poggio e buca", altitudine
Z. polyxena	tipo climatico, altitudine, calcari	*S. ferula*	calcari, ambienti rocciosi, praterie
E. bellezina	longitudine, depositi alluvionali recenti, "poggio e buca"	*E. epiphron*	tipo climatico, altitudine, substrato metamorfico
L. dispar	altitudine, tipo climatico, pendenza versante	*E. euryale*	altitudine, tipo climatico
L. thersamon	praterie, diversità ambientale, tipo climatico	*E. montana*	tipo climatico, altitudine, bosco
T. betulae	praterie, tipo climatico, ambienti rocciosi	*E. neoridas*	tipo climatico, substrato metamorfico, amb. rocciosi
M. rebeli	tipo climatico, margini bosco, altitudine	*M. arge*	latitudine, praterie, calcari
M. arion	calcare, altitudine, margini bosco	*H. lupina*	altitudine, amb. rocciosi, "poggio e buca"
I. iolas	altitudine, "poggio e buca", pendenza versante	*C. dorus*	tipo climatico, calcari, praterie
A. pandora	praterie, margini bosco, altitudine	*C. elbana*	longitudine, ambienti rocciosi, range altitudine
B. hecate	altitudine, tipo climatico, depositi alluvionali recenti		

Discussione

La definizione di modelli di massima entropia mediante il metodo Maxent per i Ropaloceri di interesse per la conservazione in Toscana dimostra buona efficienza, permettendo di utilizzare informazioni raccolte in modo estremamente ineguale, in un territorio caratterizzato da notevole eterogeneità ambientale. I valori elevati di AUC, uniti alla coerenza ecologica dei fattori che maggiormente influiscono nella formulazione dell'idoneità, sembrano infatti rendere affidabili i risultati ottenuti.

Metodologie come questa, pertanto, consentono l'impiego efficiente anche di dati faunistici raccolti con metodi non standardizzati, anche in contesti, come quello mediterraneo, caratterizzati da notevole variabilità ambientale, sia essa naturale, sia indotta da cambiamenti antropogeni (Grove e Rackham 2003). Questo pare ancor più importante se si considera che la mole di dati faunistici per questi territori è spesso limitata, soprattutto per le specie di maggiore interesse per la conservazione (Sforzi e Bartolozzi 2001), e che si tratta di situazioni nelle quali il paesaggio sta rapidamente trasformandosi (Vos e Stortelder 1992; Falcucci *et al.* 2007), rendendo pertanto poco affidabile l'utilizzo di informazioni datate.

Questo metodo, oltre a fornire, almeno in alcuni casi, interessanti spunti per la comprensione dell'ecologia delle specie, permette di individuare aree di potenziale presenza e di ridotta estensione, nelle quali si possono concentrare gli sforzi di ricerca.

Riferimenti bibliografici

Balletto E.; Bonelli S. & Cassulo, L. (2007) Insecta Lepidoptera Papilionoidea (Rhopalocera). In: S. Ruffo & F. Stoch (eds.). Checklist and distribution of the italian

fauna. Ministero dell'Ambiente. *Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona, 2.serie, Sezione Scienze della Vita 16*: 259-263 + CD ROM.
Battisti C. & Gippoliti, S. (2004) Conservation in the urban-countryside interface: a cautionary note from Italy. *Conservation Biology* **18**: 581-583.
Blasi C.; D'Antoni S.; Dupré E. & La Posta A. (2004) Atti del Convegno "La conoscenza botanica e zoologica in Italia: dagli inventari al monitoraggio". *Quad. Cons. Natura* **18**: 1-234.
Bogliani G.; Bontardelli L; Giordano V.; Lazzarini M. & Rubolini D. (2003) *Biodiversità animale degli ambienti terrestri nei parchi del Ticino*, Regione Lombardia, Milano.
Bossard M.; Feranec J.; & Otahel J. (2000) *Technical report no. 40. CORINE land cover technical guide. Addendum 2000.* European Environment Agency, Bruxelles.
Bowker G.C. (2000) Mapping biodiversity. *Int. J. Geog. Information Syst.* **14**: 739–754.
Elith J., Graham C.H., Anderson R.P.; Dudik M.; Ferrier S.; Guisan A.; Hijmans R.J.; Huettmann F.; Leathwick J.R.; Lehmann A.; Li, J.; Lohmann L.; Loiselle B.A.; Manion G.; Moritz C.; Nakamura M.; Nakazawa Y.; Overton J.M.; Peterson A.T.; Phillips S.; Richardson K.; Schachetti Pereira R.; Schapire R.E.; Soberón J. Williams S.E.; Wisz M. & Zimmermann N.E. (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* **29**: 129–151.
Falcucci A.; Maiorano L. & Boitani L. (2007) Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape Ecology* **22**: 617-631.
Fielding A.H. & Bell J.F. (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Cons.* **24**: 38–49.
Graham C.H.; Ferrier S.; Huettmann F.; Moritz C. & Peterson A.T. (2004) New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends Ecol. Evol.* **19**: 497–503.
Grove A.T. & Rackham O. (2003) *The nature of mediterranean Europe. An ecological history*, Yale University Press, New Haven and London.
Guisan A.; Graham C.H.; Elith J.; Huettmann F. &the NCEAS Species Distribution Modelling Group (2007) Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. *Diversity Distributions* **13**: 332-340.
Hernandez P.A.; Graham C.H.; Master M.M. & Albert D. (2006) The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modelling methods. *Ecography* **29:** 773-785.
Hofmann A., Goretti D.; Merendi G.A.; Tabacchi G.; Vignoli M. & G. Bernetti (1998) *L'inventario forestale*, Regione Toscana, Firenze.
Legendre P. & Legendre L. (1998) *Numerical Ecology*, Elsevier, Amsterdam.
Liu C.; Berry P.M.; Dawson T.P. & Pearson R.G. (2005) Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* 28, 385–393.
Lobo J.M.; Jiménez-Valverde A. & Real R. (in stampa) AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology Biogeography*.
Manel S.; Williams, H.C. & Ormerod S.J. (2001) Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology* **38**: 921-931.
Margules C.R. & Pressey R.L. (2000) Systematic conservation planning. *Nature* **405:** 243–253.
Oeckinger E. & Smith H.G. (2006) Landscape composition and habitat area affects butterfly species richness in semi-natural grasslands. *Oecologia* **149**: 526-534.

Papeş M. & Gaubert P. (2007) Modelling ecological niches from low numbers of occurrences: assessment of the conservation status of poorly known viverrids (Mammalia, Carnivora) across two continents. *Diversity Distributions* **13**: 890-902.
Pearson R.G.; Raxworthy C.J.; Nakamura M. & Peterson A.T. (2007) Predicting species distribution from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madascar. *J. Biogeography* **34:** 102-117.
Peterson A.T.; Papeş M. & Eaton M. (2007) Transferability and model evaluation in ecological niche modelling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography* **30**: 550-560.
Phillips S.J. & Dudík M. (2008) Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* **31**: 161-175.
Phillips S.J.; Anderson R.P. & Schapire R.E. (2006) Maximum entropy modelling of species geographic distribution. *Ecological Modelling* **190:** 231-259.
Pollard E. & Yates T.J. (1993) *Monitoring Butterflies for Ecology and Conservation*. The British Butterfly Monitoring Scheme, Springer, New York.
Ponder W.F.; Carter G.A.; Flemons P. & Chapman R.R. (2001) Evaluation of museum collection data for use in biodiversity assessment. *Conservation Biology* **15**: 648–657.
Raes N. & ter Steege H. (2007) A null-model for significance testing of presence-only species distribution models. *Ecography* **30**: 727-736.
Ruffo S. & Stoch F. (eds.) (2007). Checklist and distribution of the italian fauna. Ministero dell'Ambiente. Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona, 2.serie, Sezione Scienze della Vita 16, + CD ROM.
Samways M.J. (2005) *Insect Diversity Conservation*. Cambridge University Press.
Sauberer N., Zulka K.P.; Abensperg-Traun M.; Berg H.-M.; Bieringer G.; Milasowsky N.; Moser D.; Plutzar C.; Pollheimer M.; Storch C.; Troestl R.; Zechmeister H. & Grabherr G. (2004) Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. *Biological Conservation* **117**: 181-190.
Scheingross J. (2007) *Predicting species distribution of Sierra Nevada butterflies in response to climate change*. ES196 thesis, University of Berkeley.
Sforzi A. & Bartolozzi L. (2001) *Libro rosso degli insetti della Toscana*, ARSIA, Firenze.
Stockwell D.R.B. & Peterson A.T. (2002) Controlling bias in biodiversity data. Scott, J.M. *et al.* (eds.). *Predicting species occurrences: Issues of accuracy and scale*, Island Press, Washington, DC: 537–546.
Storch D.; Konvicka M.; Benes J.; Martinkova J. & Gaston K.J. (2003) Distribution patterns in butterflies and birds of the Czech Republic: separating effects of habitat and geographical position. *J. Biogeography* **30**: 1195–1205.
Sutherland, W.J. (1996) *Ecological census techniques*, Cambridge University Press.
Tsoar A.; Allouche O.; Steinitz O.; Rotem D. & Kadmon R. (2007) A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. *Diversity Distributions* **13:** 397-405.
Vos W. & Stortelder A. (1992) *Vanishing tuscan landscapes*, Pudoc Scientific Publishers, Wageningen.
White P.J.T.; & Kerr J.T. (2007) Human impacts on environment–diversity relationships: evidence for biotic homogenization from butterfly species richness patterns. *Global Ecol. Biogeogr.* **16**: 290-299.

EFFETTI DELLA PERDITA E FRAMMENTAZIONE DEGLI HABITAT SUI MAMMIFERI (CARNIVORI, INSETTIVORI E RODITORI): IMPLICAZIONI PER LA CONSERVAZIONE

A. Mortelliti[1,2], G. Amori[2], L. Boitani[1] .

[1] Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo. Università degli studi di Roma "La Sapienza" Viale dell'Università 32, 00185 Roma. e-mail: Alessio.Mortelliti@uniroma1.it
[2] CNR-Istituto per lo Studio degli Ecosistemi c/o Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo. Viale dell'Università 32, 00185 Roma.

Effects of habitat loss and fragmentation on mammals (Carnivores, Insectivores and Rodents): implications for conservation

Habitat loss and fragmentation are widely recognised as major threats to biodiversity. These reduce the amount of habitat available and modify its spatial configuration, thus affecting individuals, populations and species at multiple scales depending on their biogeographic, demographic and ecological traits. The aim of this research is to evaluate the effects of habitat loss and fragmentation on mammalian Carnivores (Mammalia: Carnivora), Insectivores (Mammalia: Soricomorpha) and Rodents (Mammalia: Rodentia), in a fragmented landscape in the Province of Siena (central Italy). We studied the distribution of 18 species in a sample of 39 sites: 37 woodland patches varying in size, isolation and internal structure and 2 non fragmented continuous control areas. Various techniques were used to gather presence/absence data: shrews were trapped with permanent pitfall traps; terrestrial rodents were livetrapped using Sherman traps; the red squirrel (*Sciurus vulgaris*) was surveyed using hair tubes; the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) was surveyed using nestboxes; the fat dormouse (*Glis glis*) was studied through nocturnal call-surveys; patch use patterns by carnivores were investigated using scent-station surveys, camera traps, track surveys and by interviewing local people.
Logistic and autologistic models were fitted to presence/absence data, or, when capture history data was available, the occupancy models developed by MacKenzie *et al.* (2002, 2003). Patch and landscape scale metrics together with patch internal structure and resource availability were used as predictor variables. I discuss and interpret the results, focusing on the differential responses showed by the various species examined and provide guidelines for their conservation in fragmented landscapes.

Abstract

La perdita e la frammentazione degli habitat sono una delle principali cause di declino della biodiversità, ciononostante poche ricerche hanno esaminato in dettaglio la distribuzione dei mammiferi nei paesaggi frammentati italiani.
L'obiettivo della presente ricerca è di effettuare un'analisi comparativa, tra diversi Ordini di mammiferi (Carnivori, Insettivori, Roditori), evidenziando similitudini nella risposta alla frammentazione tra diversi gruppi funzionali (es. prede e predatori) e tra diversi Ordini. Successivamente vengono discusse ed analizzate le implicazioni per la conservazione dei mammiferi nei paesaggi frammentati, in particolar modo vengono evidenziate possibilità di ottimizzazione delle strategie di conservazione.

La ricerca è stata effettuata in Provincia di Siena, sono stati campionati 37 frammenti boschivi di dimensioni, isolamento e struttura interna variabile, più due aree di controllo, non soggette a frammentazione. La distribuzione dei mammiferi è stata studiata con varie tecniche in funzione del gruppo di mammiferi: i carnivori sono stati campionati con trappolamento fotografico, ricerca di segni di presenza e scent stations, gli Insettivori con trappole a caduta, i roditori terricoli con trappole di Sherman, il ghiro con transetti notturni di ascolto, lo scoiattolo con hair-tubes, il moscardino con cassette nido. Le analisi sono state effettuate su dati di presenza/assenza con regressione logistica o con i modelli di MacKenzie *et al.* (2002, 2003) basati su rilevamenti sequenziali, che permettono di incorporare la probabilità di cattura di una specie e quindi di tener conto del problema delle false assenze.
Nella maggioranza dei modelli elaborati le dimensioni e l'isolamento dei frammenti spiegano solo una parte della variabilità dei dati, mentre parte della rimanente variabilità è dovuta alla struttura interna dei frammenti, che dipende, *in primis*, dalla gestione forestale (tempo trascorso dall'ultimo taglio). Vengono discusse le importanti conseguenze sulle politiche forestali e di gestione del paesaggio.

Introduzione

La frammentazione del paesaggio o frammentazione degli "habitat" è una delle principali cause di declino della biodiversità (Foley *et al.* 2005). La frammentazione del paesaggio consta, in realtà, di più processi, tra i quali i principali sono: 1) perdita degli habitat (*habitat loss*), 2) suddivisione degli habitat (*habitat subdivision*), ovverosia spezzettamento, suddivisione di un area estesa in più aree di minori dimensioni; 3) degradazione degli habitat (*habitat degradation*): declino di idoneità di un "habitat".
I primi due fenomeni tendono a co-occorrere nella maggior parte dei paesaggi reali e sono difficili da separare, ovverosia nella maggior parte dei paesaggi frammentati si osserva sia una una perdita di habitat che una suddisione ed isolamento dei rimanenti frammenti.

La frammentazione del paesaggio (*sensu lato*) ha in genere effetti negativi sulla biodiversità che si manifestano sia su una moltitudine di scale spaziali, che sui vari livelli di organizzazione biologica (dagli individui alle popolazioni). La maggior parte degli studi effettuati sui mammiferi in paesaggi frammentati sono stati specie-specifici o altrimenti ristretti ad un determinato Ordine (Lindenmayer e Fischer 2006); mancano analisi comparative tra diversi ordini e diversi gruppi funzionali, così come sono pochi gli studi che prendono in considerazione interazioni tra diversi gruppi (ad esempio interazioni preda-predatore). Questa ricerca si prefigge l'obiettivo di contribuire in questo senso.

La ricerca (obiettivi ed analisi) è stata strutturata secondo livelli gerarchici schematizzati in Fig. 1. Ogni Ordine è stato analizzato separatamente poiché le ipotesi formulate ed i metodi utilizzati sono necessariamente diversi. In seguito alle analisi all'interno di un Ordine (es. effetti della frammentazione del paesaggio sugli Insettivori) è stata effettuata un'analisi comparativa, di carattere esplorativo, tra i diversi Ordini, evidenziando similitudini nella risposta alla frammentazione tra i diversi gruppi funzionali ed effetti sulle interazioni preda-predatore. Successivamente vengono discusse ed analizzate le implicazioni per la conservazione dei mammiferi nei paesaggi frammentati. L'obiettivo è quello di ottimizzare le strategie, ovverosia di individuare strumenti di conservazione che siano efficaci per il maggior numero di specie. Questa ricerca è stata

condotta nella Provincia di Siena, in un paesaggio storicamente soggetto alla frammentazione. Sono stati campionati 37 frammenti boschivi di dimensioni, isolamento e struttura interna variabile, più due aree di controllo, non soggette a frammentazione. Il paesaggio della Provincia di Siena è stato scelto per limitare il "rumore di fondo", ovverosia la presenza di altri fattori che potrebbero avere un effetto sulla distribuzione delle specie. In particolare il paesaggio oggetto di studio presenta le seguenti, importanti, caratteristiche:

1. presenza di una matrice omogenea (prevalentemente campi di grano)
2. omogeneità nelle caratteristiche forestali (boschi di roverella *Quercus pubescens* mista a cerro *Quercus cerris*)
3. mancanza di elementi lineari di connessione tra i patch

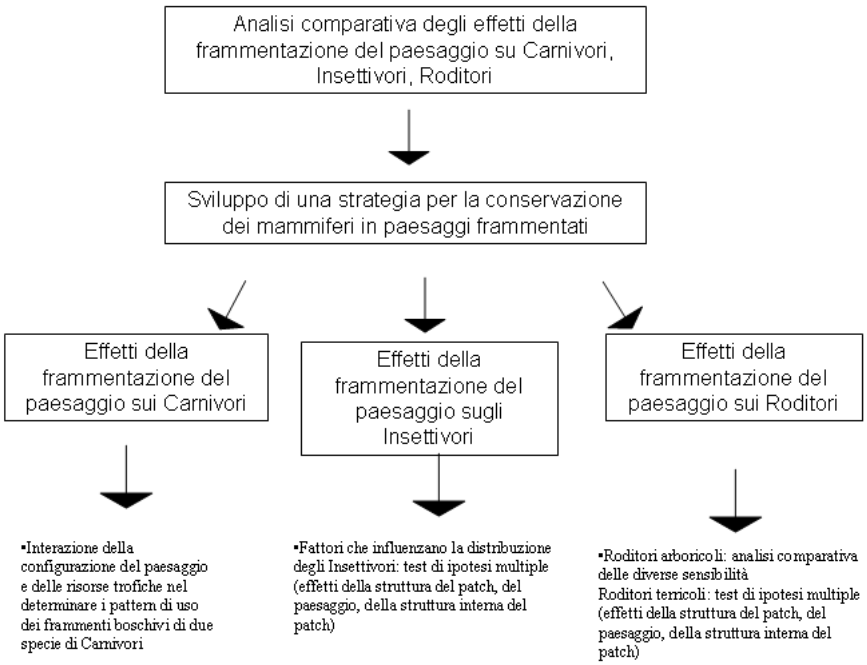


***Fig.* 1** *gerarchia degli obiettivi della ricerca e sommario delle ipotesi testate*

Le analisi sono state effettuate su dati di presenza/assenza con regressione logistica o con i modelli "occupancy" di MacKenzie *et al.* (2002, 2003) basati su rilevamenti sequenziali, che permettono di incorporare la probabilità di cattura di una specie e quindi di tener conto del problema delle false assenze. In entrambi i casi i modelli sono stati selezionati seguendo l' "information-theoretic approach" basato sul calcolo degli AIC (Akaike Information Criteria).

Una parte della ricerca è stata dedicata alla valutazione dell'attendibilità dei dati (in particolare all'attendibilità del dato di assenza) e alla valutazione dell'efficacia dei metodi di campionamento: in particolare le stazioni di rilevamento delle impronte dei carnivori (scent-stations) e le trappole per peli (hair-tubes); per maggiori dettagli si veda (Mortelliti e Boitani 2008 c,d).

I Carnivori (Mammalia: Carnivora) sono stati studiati con varie tecniche: stazioni di rilevamento impronte o "scent-stations", trappolamento fotografico, transetti di ricerca

segni di presenza. L'analisi è stata focalizzata sui pattern di uso dei frammenti boschivi di tasso (*Meles meles*) e faina (*Martes foina*) in funzione delle risorse trofiche. L'obiettivo di questa parte della ricerca è di testare se un incremento delle risorse (abbondanza delle prede) possa compensare per la configurazione spaziale dei frammenti. I modelli mostrano come, per determinate caratteristiche di dimensioni ed isolamento dei frammenti boschivi, al variare dell'abbondanza relativa di risorse, varia anche la probabilità di presenza. Superate certe soglie di dimensioni ed isolamento dei patch, purtuttavia, un incremento delle risorse non risulta in un incremento della probabilità di presenza della specie (Mortelliti e Boitani 2008). Questi risultati sono interpretati alla luce della teoria del foraggiamento (Stephens e Krebs 1986) ed ipotizziamo vi sia un bilanciamento in termini di costi/benefici che determina la probabilità di inclusione dei frammenti nell'home-range della specie, o alternativamente, vi sia una minor probabilità di individuazione dei frammenti boschivi più lontani e di minori dimensioni (Zollner e Lima 1999).

Gli Insettivori (Mammalia: Soricomorpha) sono stati studianti mediante trappole a caduta (trappole pitfall) permanenti. Sulla base della letteratura disponibile sono state formulate ipotesi sui possibili fattori che potrebbero influenzare la distribuzione di queste specie: configurazione spaziale dei frammenti, struttura interna, struttura della comunità (presenza/assenza di altre specie competitrici). Sono stati catturati Insettivori nella maggioranza dei frammenti boschivi campionatipurtuttavia le specie sono risultate disomogeneamente distribuite. Il *Sorex samniticus* e la *Crocidura suaveolens* hanno maggior probabilità di presenza nei boschi recentemente tagliati o con caratteristiche strutturali di boschi giovani, mentre il *Sorex minutus* ed in misura minore la *Crocidura leucodon* hanno maggior probabilità di presenza nei boschi relativamente maturi. La configurazione dei frammenti influisce sulle probabilità di colonizzazione del *Sorex minutus* e della *Crocidura suaveolens*: questa aumenta in vicinanza di altri frammenti boschivi occupati dalla specie. Sono state ulteriormente investigate possibili caratteristiche della biologia ed ecologia degli Insettivori, che permettono fino a 5 specie di coesistere in porzioni estremamente ridotte di habitat (ad esempio 1 ettaro). I modelli elaborati suggeriscono la presenza di due possibili meccanismi: 1) scelte di microhabitat inverse: la specie più grande sceglie habitat con caratteristiche strutturali simili a quelle della specie più piccola, conseguentemente specie di uguali dimensioni sono segregate in habitat differenti; 2) variazioni alternate di abbondanza: specie delle stesse dimensioni seguono andamenti stagionali opposti.

I Roditori arboricoli sono stati studiati con varie tecniche: lo scoiattolo (*Sciurus vulgaris*) è stato studiato con l'uso di hair-tubes il ghiro (*Glis glis*) mediante survey notturni di ascolto dei richiami, mentre il moscardino (*Muscardinus avellanarius*) con l'ausilio di cassette nido. I tre Roditori hanno mostrato una risposta analoga alla frammentazione, nelle curve in Fig. 2 si può vedere come la probabilità di presenza diminuisca con il diminuire delle dimensioni del frammento e l'incremento dell'isolamento. Al tempo stesso si vede come scoiattolo e moscardino presentano due risposte quantitativamente simili, mentre il ghiro è decisamente più sensibile: elevati valori di probabilità di presenza vengono raggiunti solamente in frammenti di dimensioni notevoli.

I Roditori terricoli (topi ed arvicole) sono stati studiati con trappolamento a vivo mediante trappole di Sherman. Il topo domestico (*Mus musculus domesticus*) occupa stagionalmente i frammenti boschivi caratterizzati da elevata vegetazione erbacea, per poi estinguersi e/o abbandonarli nel corso delle stagioni fredde. La distribuzione

dell'arvicola rossastra (*Myodes glareolus*) è determinata dalla presenza, nelle vicinanze, di altri frammenti boschivi occupati da individui della stessa specie (Mortelliti e Boitani 2007). La distribuzione del topo selvatico collogiallo (*Apodemus flavicollis*), invece, è determinata dalle dimensioni del bosco, indipendentemente dall'isolamento; il topo selvatico (*Apodemus sylvaticus*), invece, è stato trovato nel 100% dei frammenti.

Un'analisi complessiva dei modelli elaborati mostra alcune importanti similitudini nella risposta al processo della frammentazione, ma anche alcune importanti differenze, soprattutto nella percezione del paesaggio tra i diversi ordini.

Nella maggioranza dei modelli elaborati (dai Carnivori agli Insettivori) le dimensioni e l'isolamento dei frammenti spiegano solo una parte della variabilità dei dati, mentre parte della rimanente variabilità è dovuta alla struttura interna dei frammenti, che dipende, *in primis*, dalla gestione forestale (tempo trascorso dall'ultimo taglio). L'importanza della struttura interna dei frammenti boschivi in paesaggi frammentati è stata già evidenziata da altri autori ma su analisi effettuate su specie appartenenti allo stesso Ordine (Lindenmayer e Fischer 2006). Vengono quindi discusse le importanti conseguenze sulle politiche forestali e di gestione del paesaggio.

Vengono discusse ed analizzate le similitudini nella distribuzione e nelle dinamiche dei micromammiferi (Insettivori e Roditori). La presenza di popolazioni spazialmente strutturate, le estinzioni/colonizzazioni osservate, la dipendenza spaziale delle popolazioni permettono di ipotizzare che in entrambi i casi lo popolazioni seguano la dinamica a metapopolazione (Hanski e Gaggiotti 2004).

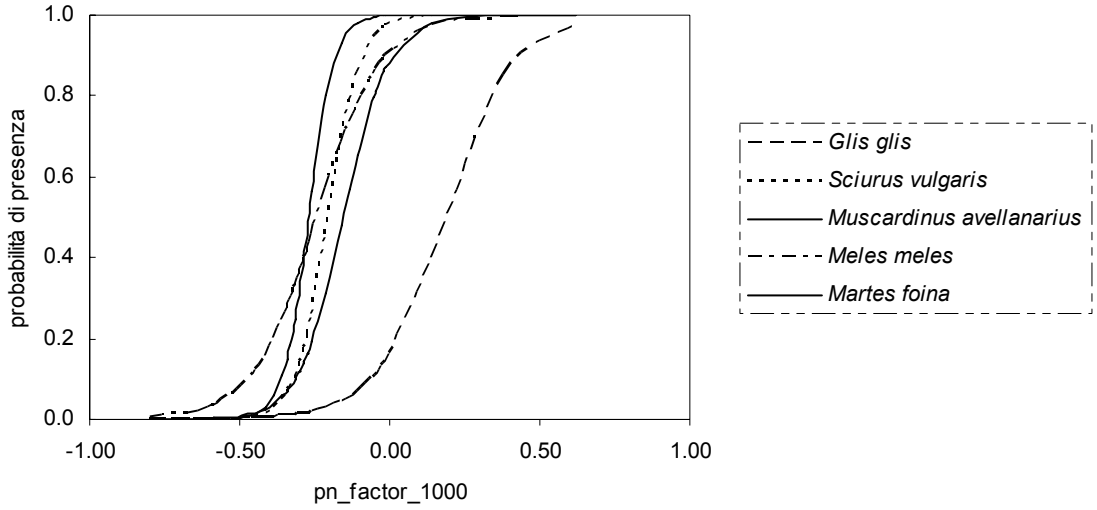


Fig. 1 *Comparazione tra i modelli delle 5 specie con la covariata pn_1000 covariate inclusa nel primo modello.*

Vengono infine sintetizzate e discusse le importanti conseguenze per la conservazione dei mammiferi nei paesaggi frammentati. L'obiettivo è quello di ottimizzare le strategie di conservazione, ovverosia di individuare strumenti di conservazione che siano efficaci per il maggior numero di specie. Vengono individuate diverse strategie a seconda che l'obiettivo sia restaurazione degli habitat o individuazione di frammenti boschivi esistenti da sottoporre ad azioni di tutela. Nello

specifico i dati hanno permesso di individuare gruppi di specie per le quali esiste un effetto ombrello; ma altresì si evidenziano possibili conflitti: ad esempio la gestione forestale ottimale per il *Sorex samniticus* e la *Crocidura suaveolens* è opposta a quella per lo scoiattolo ed il ghiro. La strategia deve necessariamente essere strutturata secondo due livelli sequenziali: in primo luogo devono essere selezionati i frammenti sulla base delle loro caratteristiche geometriche (dimensioni ed isolamento) utilizzando i modelli elaborati (Fig.2), successivamente deve essere garantita eterogeneità nella struttura interna dei singoli patch, e tra i patch di dimensioni minori componenti un "arcipelago" (eterogeneità *intra* ed *inter* patch).

Riferimenti bibliografici

Foley, J.A.; DeFries, R.; Asner, G.P.; Barford, C.; Bonan, G.; Carpenter, S.R.; Chapin, F.S.; Coe, M.T.; Daily, G.C.; Gibbs, H.K.;Helkowski, J.H.; Holloway, T.; Howard, E.A.; Kucharik, C.J.; Monfreda, C.; Patz, J.A.; Prentice, I.C.; Ramankutty, N. & Snyder, P.K. (2005). Global consequences of land use. *Science* **309**: 570–574.

Hanski, I. & Gaggiotti, O. (2004). *Ecology, Genetics and Evolution of Metapopulations* Elsevier.

Lindenmayer, D.B.& Fischer, J. (2006). *Habitat fragmentation and landscape change, an ecological and conservation synthesis.* Island Press, Washington DC.

MacKenzie, D. I.; Nichols, J.D.; Lachman, G.B.; Droege, S.; Royle, J.A. & Langtimm, C.A. (2002). Estimating site occupancy when detection probability is less than one. *Ecology* **83:** 2248-2555.

MacKenzie, D. I.; Nichols, J.D., Hines, J.E.; Knutson, M.G. & Franklin, A.B. (2003). Estimating site occupancy, colonisation, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* **8:**, 2200-2207.

Mortelliti A. & Boitani L. (2007). Estimating species' absence, colonization and local extinction in patchy landscapes: an application of occupancy models with rodents. *Journal of Zoology* **273:** 244-248.

Mortelliti A., Boitani L. (2008). Interaction of spatial structure in determining carnivore patch use in fragmented landscapes. *Landscape Ecology* **23:** 285-298*.*

Mortelliti A. & Boitani L. (c) Evaluation of scent-stations surveys to monitor the distribution of three European carnivore species (*Martes foina*, *Meles meles*, *Vulpes vulpes*) in a fragmented landscape. *Mammalian Biology* in press D.O.I. 10.10016/j.mambio.2007.03.001.

Mortelliti A. & Boitani L. (d) Inferring red squirrel (*Sciurus vulgaris*) absence with hair tubes surveys: a sampling protocol. ***European Journal of Wildlife Research in press.*** DOI 1007/s10344-007-0135-x.

Stephens, D.W. & Krebs, J.R. (1986). *Foraging Theory*. Princeton University Press, Princeton.

Zollner, P.A. & Lima, S.L. (1999). Illumination and perception of reme-footed mice. *Animal Behaviour* **58:** 489-500.

FRAMMENTAZIONE CAUSATA DALLE STRADE E AVIFAUNA IN LOMBARDIA

M. Pepe, P. Digiovinazzo, F. Ficetola, L. Bottoni, E. Padoa-Schioppa

Università degli Studi di Milano-Bicocca
Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio
Piazza della Scienza 1 – 20126 Milano, Italy
e-mail: emilio.padoaschioppa@unimib.it

Fragmentation caused by roads and birds in Lombardy
Road fragmentation causes biodiversity loss at landscape level. Many fragmentation metrics have been proposed by landscape ecologists We chose to work on three metrics (division, splitting index, effective mesh size and the corresponding auxiliary quantities, coherence, splitting density, net product) based on the probability that two animals placed in different areas somewhere in the region of investigation might find each other. We analyzed a region (Lombardy). We divided the regions in 69 ecological units based on river basins. For each ecological unit we evaluated these fragmentation metrics in forests (coniferous and broadleaved forests) and agricultural landscapes. Then we elaborated a ratio between non-road and road data sets in order to give a quantitative evaluation of the role of road network in landscape fragmentation process.
Results show that roads may be the first cause of fragmentation in many areas: in some ecological units the mesh size changes of 95% when we add the road network.
Were data on wildlife are available we were able to evaluate effects on wildlife. As an example in Lombardy we can observe bird species that are significantly (by means of Spearman correlation coefficient or Kruskal-Wallis test) more abundant in less fragmented forest landscapes or in less fragmented agricultural landscapes.
This approach allows us to identify the main areas where road construction should be avoided.

Abstract
La frammentazione dovuta alle strade causa la perdita di biodiversità a scala di paesaggio. Allo scopo di verificare gli effetti di tale frammentazione sugli animali è stato usato l'*effettive mesh size* (M_{eff}), un indice di paesaggio che si basa sulla probabilità teorica che due animali della stessa popolazione, posti in aree diverse di una regione, si incontrino all'interno del sistema paesistico analizzato.
L' area di studio è la Lombardia, regione con un elevato rapporto tra il numero di veicoli e di abitanti (0,77/ab.) e con una rete stradale molto sviluppata (1,31 Km/ Km^2), suddivisa in 69 unità ecologiche, basate sui bacini idrografici divisi per fasce altimetriche. L'M_{eff} è stato calcolato su diverse tipologie di sistemi paesistici (agricolo, forestale, bosco di latifoglie, bosco di aghifoglie). E' stato poi pesato il ruolo del reticolo stradale sul processo di frammentazione dei sistemi sopra indicati e, infine, è stato comparato il grado di frammentazione con l'abbondanza dell'avifauna nidificante.
I risultati mostrano che le strade sono tra le cause più importanti di frammentazione: in alcune unità ecologiche l'indice M_{eff} varia di oltre il 95% in presenza del reticolo stradale. Sono state inoltre osservate specie che risentono del grado di frammentazione, mostrando un'abbondanza significativamente - test di correlazione di Spearman e di Kruskal-Wallis - inferiore con bassi valori di mesh size.

Questo approccio consente di identificare le unità territoriali maggiormente frammentate dalle strade, dove dovrebbe essere evitata la costruzione di nuove infrastrutture o, almeno, dove essa dovrebbe essere accompagnata da misure di mitigazione mirate ed efficaci. Tale metodo inoltre, consente di individuare come la frammentazione possa modificare la distribuzione dell'avifauna nidificante, influenzandone le politiche di conservazione.

Introduzione

La road ecology (Forman e Alexander, 1998; Spellerberg, 1988e 2002) è un settore applicativo dell'ecologia del paesaggio, sviluppato per analizzare, comprendere e quantificare l'influenza delle infrastrutture stradali (e, più in generale, di tutte le infrastrutture di trasporto) sugli organismi e sull'ambiente circostanti e sulle dinamiche del paesaggio. Le strade possono rappresentare una barriera e/o una fonte di incremento della mortalità di una popolazione animale (Ott e Padoa-Schioppa, 2005). Tuttavia il principale ruolo giocato dalle strade è, senza alcun dubbio, quello di causare della frammentazione degli habitat (Forman *et al*. 2003).

La frammentazione viene definita come il risultato del frazionamento di un paesaggio, di un habitat, di un ecosistema o di un'unità di uso del suolo in porzioni più piccole (Forman,1995). Gli effetti della frammentazione dei paesaggi causata dalle strade includono: divisione di un habitat in frammenti più piccoli, aumento dell'area di margine e riduzione dell'area di interno (Forman et al. 2003; Jaeger, 2000). L'alterazione della qualità degli habitat attraverso una progressiva frammentazione e la perdita diretta di habitat rimane una delle principali cause della perdita di biodiversità che caratterizza l'era attuale (Wilson, 2002).

Il settore dei trasporti è fondamentale per la crescita socio-economica, ma il suo sviluppo "non sostenibile" impone alla società costi significativi in termini di impatti economici (congestione del traffico, barriere alla mobilità, incidenti, costi dei servizi, ecc.), impatti sociali (impatti dalle due tendenze dominanti del settore, ossia la crescita della domanda di mobilità e, all'interno di tale domanda, il crescente predominio della modalità stradale. La dinamica traffico-veicoli può essere considerata alla luce del ciclo di Holling: le strade aumentano la connettività, ma l'aumento di traffico porta il sistema al collasso, con un crollo della resilienza, si interviene, di conseguenza, con la costruzione di nuove strade, le quali attraggono nuovo traffico, e il ciclo ricomincia (Ott e Padoa-Schioppa 2005). L'Italia è il paese europeo con il più alto rapporto autoveicoli/abitanti e con il più alto rapporto tra reticolo stradale e superficie del paese (EUROSTAT, 2005). La situazione del sistema dei trasporti in Italia rende indispensabile aprire delle linee di ricerca dedicate alla *road ecology* (Padoa-Schioppa, 2008), soprattutto nel momento in cui vi è una forte pressione finalizzata alla costruzione di ulteriori reti infrastrutturali. Obbiettivo di questo lavoro è la valutazione del grado di frammentazione delle foreste e dei paesaggi agricoli della regione Lombardia, la quantificazione del contributo che le strade apportano alla frammentazione complessiva e l'analisi dell'effetto che questa frammentazione apporta all'avifauna.

Materiali e metodi

Area di studio

L'area di studio scelta è stata la regione Lombardia. Essa si estende per 23,861 Km^2. La densità della popolazione umana è 382 abitanti per chilometro quadrato

(ISTAT, 2005), una delle più alte in Italia; secondo l' A.C.I il rapporto veicoli/popolazione è pari a 772 veicoli ogni 1000 abitanti (A.C.I., 2007). La rete stradale, principalmente concentrata nella zona sud della regione, dove la morfologia è piu pianeggiante e vi sono la maggior parte dei grandi centri urbani e delle attività antropiche, ha una densità pari a 1,31 Km/Km^2.

Attraverso la cartografia di uso del suolo agricolo e forestale della Regione Lombardia (DUSAF 2003) è stato possibile estrarre gli elementi costituenti il sistema forestale: sono stati scelti tutti i frammenti boschivi ivi compresi (suddividendoli successivamente in boschi di latifoglie e boschi di conifere). Inoltre, è stata fissata una soglia dimensionale minima per i frammenti boschivi pari a 500 m^2. Per quanto riguarda il sistema agricolo, sono state individuate unità di 1 km^2 di estensione aventi una densità di filari pari o superiore a 2,5 km/km^2, valore accettato come soglia di "qualità" (Padoa-Schioppa *et al*. 2006). Queste unità sono state accorpate a formare frammenti secondo la cosiddetta "regola del nearest neighbour", cioè quando confinanti tra loro lungo un lato o in corrispondenza di un vertice.

Poiché la suddivisione amministrativa risulta spesso poco aderente alla realtà paesaggistica, si è scelto di operare ad un livello di suddivisione basato su criteri che tenessero maggiormente conto di confini naturali all'interno del territorio. Sulla base della scelta operativa della direttiva 2000/60/CE (cosiddetta "direttiva acque") il territorio regionale è stato diviso in bacini idrografici. Inoltre, al fine di creare unità più omogenee, questi bacini sono stati a loro volta suddivisi secondo le fasce altimetriche individuate dalle isoipse dei 200 e 400 m di quota, sulla base di un criterio già utilizzato in precedenza (Massa *et al.*, 2003).

Metriche di frammentazione

La frammentazione è stata quantificata per mezzo dell'indice di frammentazione effective mesh Size *(m_{eff})* e delle metriche ad esso associate. L' m_{eff} è stato proposto da Joechen Jaeger. Esso si basa sulla possibilità teorica di due animali della stessa popolazione - posti in aree diverse di una regione –di incontrarsi all'interno del sistema paesistico analizzato. Ciò equivale alla probabilità che due punti scelti a caso in una regione appartengano alla stessa tessera paesistica (fig. 1).

L' m_{eff} è uguale all'area dei frammenti ottenuti dividendo la regione in frammenti di uguale estensione; di conseguenza, diminuisce all'aumentare del grado di frammentazione (figura 2).

Inoltre m_{eff}, diversamente da altri indici di frammentazione presenta notevoli vantaggi scientifici: è insensibile all'omissione o addizione di frammenti residui di area molto piccola, descrive la frammentazione di una regione indipendentemente dalla sua estensione, è sensibile coerentemente alle diverse fasi del processo di frammentazione (perforazione, incisione, divisione, dissipation, shrinkage, attrition); può essere usato a varie scale e applicate a differenti tipi di Habitat, per cui è particolarmente utile nel confronto dello stato di frammentazione di regioni diverse e a diverse scale di riferimento. Nel 2001 Jaeger propose una prima versione di m_{eff}. Il calcolo di m_{eff}, oltre all'area dei frammenti o patches, considera anche un area di riferimento rispetto alla quale si calcola la frammentazione. In tal modo però, secondo la prima versione, i confini dell'unità di riferimento influenzano il calcolo in quanto diventano una barriera che nella realtà non potrebbe non esistere (Moser *et al.*, 2007). Jaeger stesso ha riconosciuto questo problema, definito *boundary problem*, proponendo una nuova versione dell'indice. Mentre la vecchia procedura considerava solo l'area delle patches

interne, la nuova procedura considera tutte le patches che sono interamente o parzialmente all'interno dell'area di riferimento: in tal modo vengono considerate tutte le possibili connessioni e i confini dell' area di riferimento non sono più considerati come una barriera al movimento.

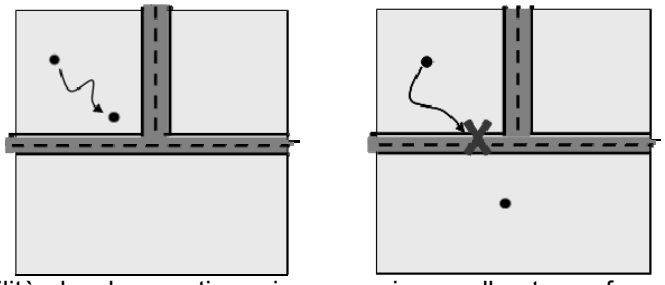


Figura 1 – La probabilità che due punti presi a caso siano nello stesso frammento (come esemplificato nella figura di sinistra dipende dall'estensione del frammento medesimo rispetto alla superficie totale)

Analisi avifauna

Per valutare la relazione tra il grado di frammentazione e l'abbondanza di avifauna sono stati utilizzati due test statistici non parametrici: il test di correlazione di Spearman e il test Kruskal Wallis. Il diverso grado di frammentazione dei sistemi paesistici analizzati è stato confrontato con l'abbondanza di ciascuna specie per bacino.

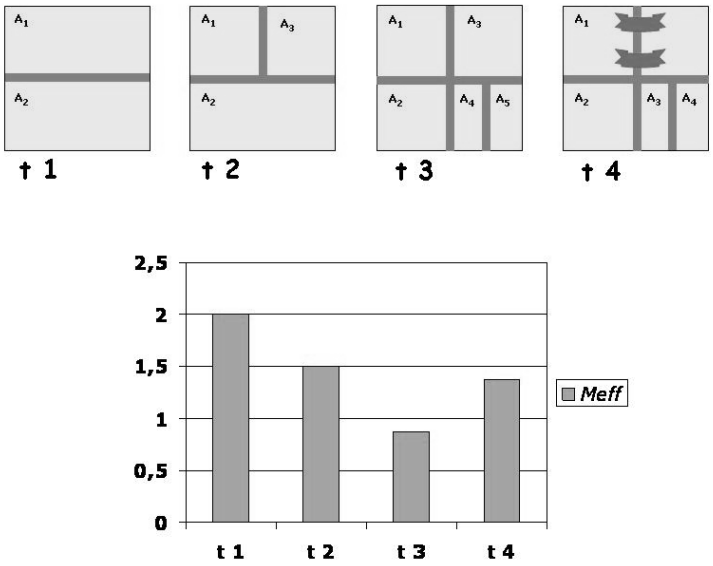
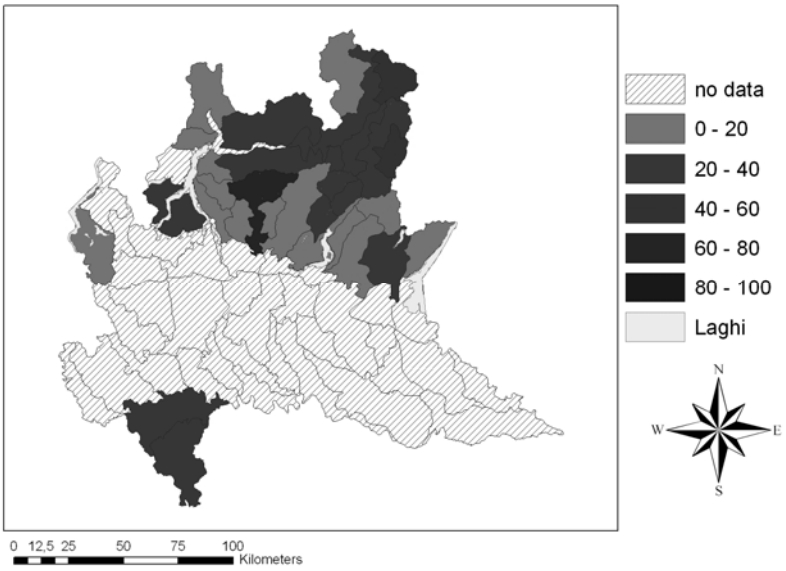


Figura 2 Andamento dell'indice m_{eff} all'aumentare della frammentazione di un territorio (trasformazioni da t1 a t3) e registrazione delle misure di mitigazione (ponti verdi) in t4.

Risultati

La misura della frammentazione e del contributo delle strade mostrano che i sistemi paesistici analizzati in Lombardia sono notevolmente frammentati e che le strade sono il principale elemento di frammentazione. In particolare, il sistema forestale risulta fortemente frammentato nella zona della bassa pianura e in circa la metà dei bacini, per il sistema forestale, il contributo percentuale delle strade alla frammentazione supera il 90 %; in tre bacini circa il 99% della frammentazione è spiegato dalle strade (fig. 3).

Figura 3 – Contributo percentuale delle strade alla frammentazione dei boschi di conifere.



Dei quattro sistemi analizzati il sistema agricolo è quello che risulta in generale più frammentato e le strade sono la causa principale di frammentazione: in circa 20 bacini su 52 il contributo della rete stradale alla frammentazione supera il 99% . I boschi di latifoglie meno frammentati si trovano nella fascia prealpina, dal Lago Maggiore al Lago di Garda e attorno al lago di Como. Il contributo delle strade alla frammentazione del bosco di latifoglie è maggiore per lo più nelle aree a nord ovest (aree adiacenti al lago di Como); a queste si aggiungono alcune aree nel varesotto e altre in provincia di Brescia e di Bergamo. La variazione percentuale supera il 90% in 16 bacini. In un bacino, in provincia di Varese, quasi la totalità (99%) della frammentazione è causata dalle strade. Il bosco di conifere dei sistemi analizzati è quello meno frammentato e anche il contributo delle strade alla frammentazione è relativamente basso: in nessuna zona, a dispetto degli altri sistemi paesistici analizzati, supera l' 80 %. L'analisi del rapporto tra avifauna ha mostrato alcune correlazioni significative (test delle correlazioni di Spearman). In particolare per il sistema forestale correlazioni positive sono state trovate per diverse specie, ad es.: la poiana (*Buteo buteo*), il picchio verde (*Picus viridis*), la cinciarella (*Parus ceruleus*), la ghiandaia (*Garrulus glandarius*). Le specie correlate positivamente sono specie che preferiscono gli ambienti boschivi; al contrario le specie con correlazioni negative significative sono specie che preferiscono habitat diversi dal bosco. Anche il grado di frammentazione dell'agricolo con l'abbondanza di avifauna ha *mostrato buone correlazioni: l'allodola (Alauda arvensis), il saltimpalo (Saxicola* torquata), il canapino (*Hippolais polyglotta*), il rigogolo (*Oriolus oriolus*), il passero d'italia (*Passer x italiae*), la passera mattugia (*Passer montanus*), il cardellino (*Carduelis carduelis*) sono significativamente correlate con le unità meno frammentate. La cornacchia grigia (*Corvus corone cornix*) invece risulta più abbondante nelle unità più frammentate.

Per l'analisi delle correlazioni tra m_{eff} delle latifoglie e delle conifere con l'avifauna sono state utilizzate solo specie di uccelli, indicate in letteratura, come specie ritrovate prevalentemente in tali ambienti. Tutte le correlazioni significative trovate, in entrambi i casi, sono positive. Il valore dell'm_{eff} per i boschi di latifoglie è risultato positivamente

correlato con l'abbondanza di codibugnolo (*Aegithalos caudatus*), di cinciallegra (*Parus major*), di capinera (*Sylvia atricapilla*).

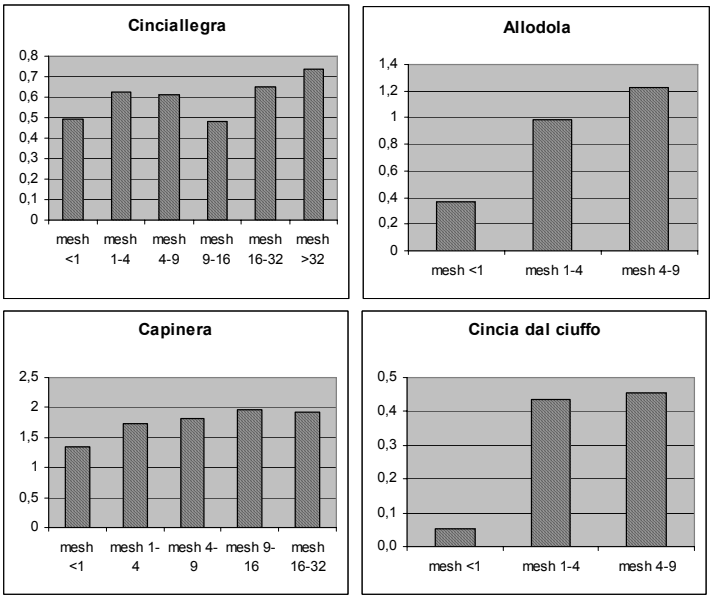


Figura 4 – Istogrammi che illustrano l'andamento delle abbondanze di specie diverse(cinciallegra per le foreste, allodola per i paesaggi agricoli, capinera per le latifoglie e cincia dal ciuffo per le conifere). Sull'asse delle ordinate è riportata l'abbondanza (espressa in individui per punto di ascolto).

Infine, per le conifere, le specie che mostrano una correlazione molto significativa, $p < 0,01$, sono: cincia mora (*Parus ater*) , regolo (*Regulus regulus*), cincia dal ciuffo (*Parus cristatus*), ciuffolotto (*Pyrrhula pyrrhula*), passera scopaiola (*Prunella modulari*), fiorrancino (*Regulus ignicapillus*), codirosso spazzacamino (*Phoenicurus ochruros*), beccafico (*Sylvia borin*). Come si vede in figura 4 sono stati costruiti alcuni istogrammi nei quali si riportano le abbondanze della specie in rapporto al mesh size delle unità ecologiche. Questo approccio permette di individuare con chiarezza vincitori e perdenti del processo di frammentazione. I risultati sono stati confermati attraverso il test di Kruskar-Wallis (tab 1).

Specie	AMB	Spearman		Kruskar-Wallis		
		R	P	Chi^2	Df	p
Cinciallegra	Foresta	0,449	0,008	22,868	5	0,000
Allodola	Agricolo	0,752	0,000	9,311	2	0,010
Capinera	Latifoglie	0,687	0,000	14,822	4	0,005
Cincia dal ciuffo	Conifere	0,767	0,000	20,110	2	0,000

Conclusioni

In conclusione m_{eff} si è dimostrato uno strumento utile e versatile per lo studio della frammentazione del paesaggio. Inoltre la misura della frammentazione causata dalle strade conferma che queste sono un importante elemento di frammentazione del

paesaggio e giustifica il notevole interesse che la road ecology ha riscosso tra ricercatori studiosi e pianificatori, prima a livello mondiale, e negli ultimi anni in Italia.

La verifica della relazione tra il processo e l'abbondanza di avifauna sottolinea e conferma quanto riportato in letteratura riguardo alle relazioni tra indici di frammentazione e distribuzione della fauna, ovvero che la frammentazione è un processo che influenza a scala di paesaggio la distribuzione della fauna.

Per tutti e quattro i sistemi paesistici analizzati ci sono casi in cui alcune specie, spesso rintracciate negli habitat esaminati (ad es. averla piccola per l'agricolo), non hanno una correlazione significativa. Questi casi, tuttavia, possono essere imputabili al motivo che non sono stati considerati, oltre alla frammentazione, altri fattori discriminanti per la distribuzione delle specie come ad esempio la struttura dei boschi e la loro qualità in genere o anche la prossimità con centri urbani e boschi nelle aree agricole. I risultati migliori sono stati trovati per le correlazioni col grado di frammentazione nei boschi di conifere: questo può essere attribuibile alla migliore qualità in genere in cui essi si trovano.

In materia di pianificazione, le metriche proposte da A. G. Jaeger possono essere utilizzate anche per analizzare diversi scenari, ad es. per quantificare la frammentazione che una nuova infrastruttura o una nuova strada genererebbe nel caso venga costruita. In tal caso il confronto di come cambierebbe m_{eff} può essere utilizzato per avere indicazioni precise sulla frammentazione che le diverse ipotesi di localizzazione genererebbero e per individuare le aree e gli habitat maggiormente colpiti. I risultati delle analisi indicherebbero ai decision makers dove le nuove infrastrutture potrebbero essere costruite, limitando la frammentazione e dove potrebbero iniziare a intervenire con delle opportune opere di mitigazione (ad es. progettando la costruzione dei cosiddetti ponti verdi).

Riferimenti bibliografici

ACI 2007 *Annuario statistico 2007*.

Apat (2005*) La mobilità in Italia* – Dati di sintesi 2005

EUROSTAT (2005) *Yearbook 2005*.

Forman R.T.T. (1995) Land *Mosaics. The ecology of landscapes and regions* Cambridge University Press, Cambridge

Forman R.T.T & Alexander L. (1998) Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*; 29: 207-31

Forman R.TT., Sperling D., Bissonette J., Clevenger A.P., Cutshall C.D., Dale V.H., Fahrig L., France R., Goldman C.R., Heanue K., Jones J.A., Swanson F.J., Turrentine T. & Winter T.C. (2003) *Road ecology Science and Solutions* Island press, Washington D.C.

Jaeger J. (2000) Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*; 15: 115-130

ISTAT 2005

Massa R., Bani L., Masimino D. & Bottoni L. (2003) La biodiversità delle foreste valutata per mezzo delle comunità degli uccelli. Collana "C'è vita nel bosco"

Moser, B., Jaeger, J.A.G., Tappeiner, U., Tasser, E., Eiselt, B. (2007) Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. – *Landscape Ecology* 22(3): 447-459.

Ott J. & Padoa-Schioppa E. (2005) Strade e popolazioni animali: effetti di disturbo. *Estimo e Territorio; 6: 38-43*
Padoa-Schioppa E., Baietto M, Massa R, Bottoni L. (2006). Bird communities as bioindicators: the focal species concept in agricultural landscapes. *Ecological Indicators*. vol. 6 (Issue 1), pp. 83-93.
Padoa-Schioppa E. (2008) Ecologia del paesaggio: nuove prospettive professionali. *Estimo e Territorio*. LXXI: 5-7
Spellerberg I. (1998) Ecological effects of roads and traffic: a literature review. Global Ecology and Biogeography Letters; 7:317-333
Spellerberg I. (2002) *The Ecological Effects of Roads* (Land Reconstruction and Management, V. 2) Science Publishers, Inc.
Wilson E. O. (2002) *The Future of Life* Alfred A. Knopf, Random House,

CONSERVAZIONE DEL PAESAGGIO DELLE GRAVINE E RECUPERO DEGLI HABITAT DI INTERESSE COMUNITARIO

G. Andreassi[1], L. Forte[2] e R. Santolini[3]

1. architetto libero professionista, coordinatore generale del progetto Life Natura in qualità di direttore di progetto per conto del Comune di Palagianello, Via Lattanzio 74, 70126 Bari, g.andreassi@archiworld.it
2. Professore Associato di Botanica Ambientale ed Applicata, Dipartimento di Scienze delle Produzioni Vegetali, Museo Orto Botanico - Università degli Studi di Bari, Campus Universitario Via Orabona 4, 70126 Bari, forte@botanica.uniba.it
3. Istituto di Ecologia e Biologia Ambientale, Università di Urbino "Carlo Bo", Campus Scientifico Sogesta, 61029 Urbino, riccardo.santolini@uniurb.it

---

Is part of the project *Life Natura "Conservazione habitat Thero-brachypodietea SIC Area delle Gravine"* the objectives were developed relating to the conservation of patches of Thero Brachypodietea-existing, to the preservation of biodiversity with specific actions on the edge ecosistems implementing the continuity of the system and promoting the integration of species and habitats, increased awareness on the issues of biodiversity between the local community. In order to achieve the objectives of the project have developed the following actions: a) action for the conservation of existing patches of habitat characterized by the presence of priority Thero - Brachypodietea through the acquisition of land for about 32 ha, the recovery network ecological connection between the ravines of Palagianello and Castellaneta, the creation of a seed bank and a small nursery educational restoration pilot actions of these areas; Interventions specifically aimed at recovering ecotone habitats; c) interventions widespread environmental recovery (on quarries and landfills, including through targeted interventions engineering naturalistic) and reducing the impacts and anthropogenic (through the regulation of access and the closure of routes or vehicle access in sensitive areas); creation of a "Laboratory of Biodiversity", as a place for the dissemination of knowledge, active participation and dissemination of project results; e) dissemination of project results through a systematic set of actions, such as public meetings, printing posters and informational brochures, design of a website dedicated creation of a European networking on the habitat of ravines

Abstract

Nell'ambito di un progetto *Life Natura "Conservazione habitat Thero-brachypodietea SIC Area delle Gravine"* gli obiettivi sviluppati sono stati relativi alla conservazione delle patches di Thero–Brachypodietea esistenti, alla salvaguardia della biodiversità con appositi interventi sugli ecotoni implementando la continuità del sistema e favorendo l'integrazione di specie ed habitat, all'aumento della consapevolezza sui temi della biodiversità tra la comunità locale. Al fine di cogliere gli obiettivi del progetto si sono sviluppate le seguenti azioni: a) **interventi di conservazione delle patches** esistenti caratterizzate dalla presenza dell'habitat prioritario dei Thero – Brachypodietea, attraverso l'acquisizione di aree per circa 32 ettari, il recupero della rete ecologica di connessione tra le gravine di Palagianello e Castellaneta, la creazione di una banca del seme e di un piccolo vivaio didattico, interventi pilota di rinaturalizzazione di alcune di

tali aree; b) **interventi specificatamente mirati al recupero degli ambienti ecotonali**, sul margine e tra le gravine, finalizzati al rafforzamento dei sistemi di congiunzione e di scambio ecologico tra gli habitat; c) **interventi diffusi di recupero ambientale** (su cave e discariche, anche attraverso mirati interventi di ingegneria naturalistica) e di riduzione degli impatti e delle pressioni antropiche (attraverso la regolamentazione degli accessi e la chiusura di percorsi o accessi carrabili in aree sensibili); d) **creazione di un "Laboratorio della Biodiversità",** quale luogo di diffusione delle conoscenze, di partecipazione attiva e di disseminazione dei risultati del progetto; e) **diffusione dei risultati del progetto**, attraverso un insieme sistematico di azioni, quali incontri pubblici, stampa di poster e di opuscoli informativi, realizzazione di un sito internet dedicato, creazione di un networking europeo relativo agli habitat delle gravine.

Introduzione

Il presente lavoro illustra l'esperienza condotta a Palagianello (TA) tra il 2003 e il 2006, nell'ambito di un progetto Life Natura finalizzato al recupero degli habitat di interesse comunitario. Gli interventi di recupero sugli habitat di interesse comunitario hanno inoltre costituito occasione e stimolo per una riflessione sul tema della conservazione del paesaggio nell'area delle gravine dell'arco ionico.

Il sistema delle gravine dell'arco ionico costituisce un sistema ambientale complesso e di grandissimo interesse, caratterizzato dalla presenza di habitat differenti, tra cui quello considerato prioritario dei percorsi substeppici di graminacee e piante annue (Thero – Brachypodietea). A ciò si aggiunga lo straordinario valore storico – culturale ed artistico delle stesse, per la presenza al loro interno di chiese e villaggi rupestri di eccezionale valore, che hanno giustificato la candidatura di tale area quale Patrimonio Mondiale dell'Umanità (Unesco).

Fig. 1 – Localizzazione geografica dell'area interessata dal progetto LIFE Natura.

Le gravine, solchi profondi ed allungati che, paralleli tra loro, si dirigono dall'altopiano delle Murge verso il mare, sono elemento fortemente caratterizzante il paesaggio di

tutto l'arco ionico, dove si contano infatti circa 300 gravine, ciascuna caratterizzata da aspetti botanici, naturalistici, paesaggistici e storico culturali assolutamente peculiari.

La forma stretta e allungata delle gravine contribuisce a determinarne l'enorme valore come corridoi ecologici in un territorio per il resto fortemente antropizzato. La stessa forma genera però la presenza di numerosi ambienti ecotonali, sul margine superiore delle gravine stesse, sottoposti a fortissime pressioni antropiche, in particolare a causa delle trasformazioni agricole, dell'infrastrutturazione e della diffusione di discariche abusive proprio in corrispondenza del margine delle gravine, fenomeni che frammentano la continuità del sistema e riducono gli scambi ecologici tra i differenti biotopi. Va inoltre aggiunto che nella maggior parte dei casi la fascia ecotonale sul margine delle gravine e le aree di connessione tra le gravine sono caratterizzate dalla presenza dell'habitat dei Thero – Brachypodietea, habitat prioritario secondo la direttiva europea e paradossalmente quello più in pericolo, anche a causa della scarsa sensibilizzazione delle comunità locali sul suo elevatissimo valore ecologico.

Il progetto LIFE Natura "Conservazione Habitat Thero-Brachypodietea SIC Area delle Gravine" (Codice: LIFE03 NAT/IT/000134) nasce per iniziativa del Comune di Palagianello (TA) che ha riunito, intorno all'idea progettuale della conservazione dell'habitat prioritario dei percorsi substeppici di graminacee e piante annue, alcuni partner in grado di implementare, ognuno con il proprio ruolo e le proprie competenze, diverse azioni mirate al raggiungimento degli obiettivi progettuali.

I partner coinvolti, oltre al Comune di Palagianello in qualità di soggetto proponente, sono la Comunità Montana della Murgia Tarantina, l'Università degli Studi di Urbino "Carlo Bo", l'associazione Terre del Mediterraneo, la società privata Ecoazioni e il Museo Orto Botanico dell'Università degli Studi di Bari.

Il progetto LIFE Natura ha interessato solo la porzione del Sito di Importanza Comunitaria "Area delle Gravine" ricadente nel territorio del Comune di Palagianello (Fig. 1).

I principali obiettivi del progetto hanno riguardato:

1. la conservazione delle patches di Thero–Brachypodietea esistenti;
2. la salvaguardia della biodiversità con appositi interventi sugli ecotoni al fine di implementare la continuità del sistema e favorire l'integrazione di specie ed habitat;
3. l'aumento della consapevolezza sui temi della biodiversità tra la comunità locale;
4. la valorizzazione del sistema di fruizione consapevole e compatibile del paesaggio delle gravine;
5. il recupero ambientale diffuso anche attraverso l'applicazione delle tecniche di ingegneria naturalistica.

Tali obiettivi sono stati perseguiti attraverso la predisposizione di una strategia integrata, comprensiva di interventi a breve, medio e lungo termine, fortemente condivisa con le comunità locali e innovativa sotto il profilo scientifico e metodologico.

Il modello di connettività

Nell'ambito delle attività del progetto Life Natura è stato predisposto un modello ci connettività che fungesse da riferimento per la definizione delle priorità di intervento al fine di ripristinare la funzione di collegamento e scambio ecologico tra gli habitat all'interno delle gravine e l'esterno e mantenere elevato il livello di biodiversità.

Il modello di connettività è stato impostato partendo dalla mappa dettagliata dell'uso del suolo secondo un approccio geostatistico legato alla valutazione delle idoneità delle biocenosi e della qualità ambientale (Santolini e Pasini 2007). Ad ogni categoria della mappa dell'uso del suolo è stato infatti assegnato un punteggio in funzione dell'importanza relativa della vegetazione e della sua potenzialità rispetto al Brachipodieto, cioè alla presenza all'interno o alla possibilità di evoluzione delle sere di vegetazione. Il modello si avvale quindi della mappa dell'uso del suolo a cui viene sovrapposta una griglia a maglia quadrata con lato di 40 metri scelta in relazione alla patch minima di *Thero-Brachypodietea* rilevata. Ad ogni quadrato è stata attribuito il valore relativo alla tipologia di uso del suolo maggiormente rappresentata al suo interno.

Tuttavia una discrettizzazione di questo tipo non poteva rendere conto della corologia delle patches, cioè delle relazioni con le celle vicine, per cui si è costruita un'altra griglia delle stesse dimensioni i cui valori di cella, erano determinati dal valore di cella, definito in precedenza, sommato alla media dei valori ponderati di relazione delle otto celle vicine.

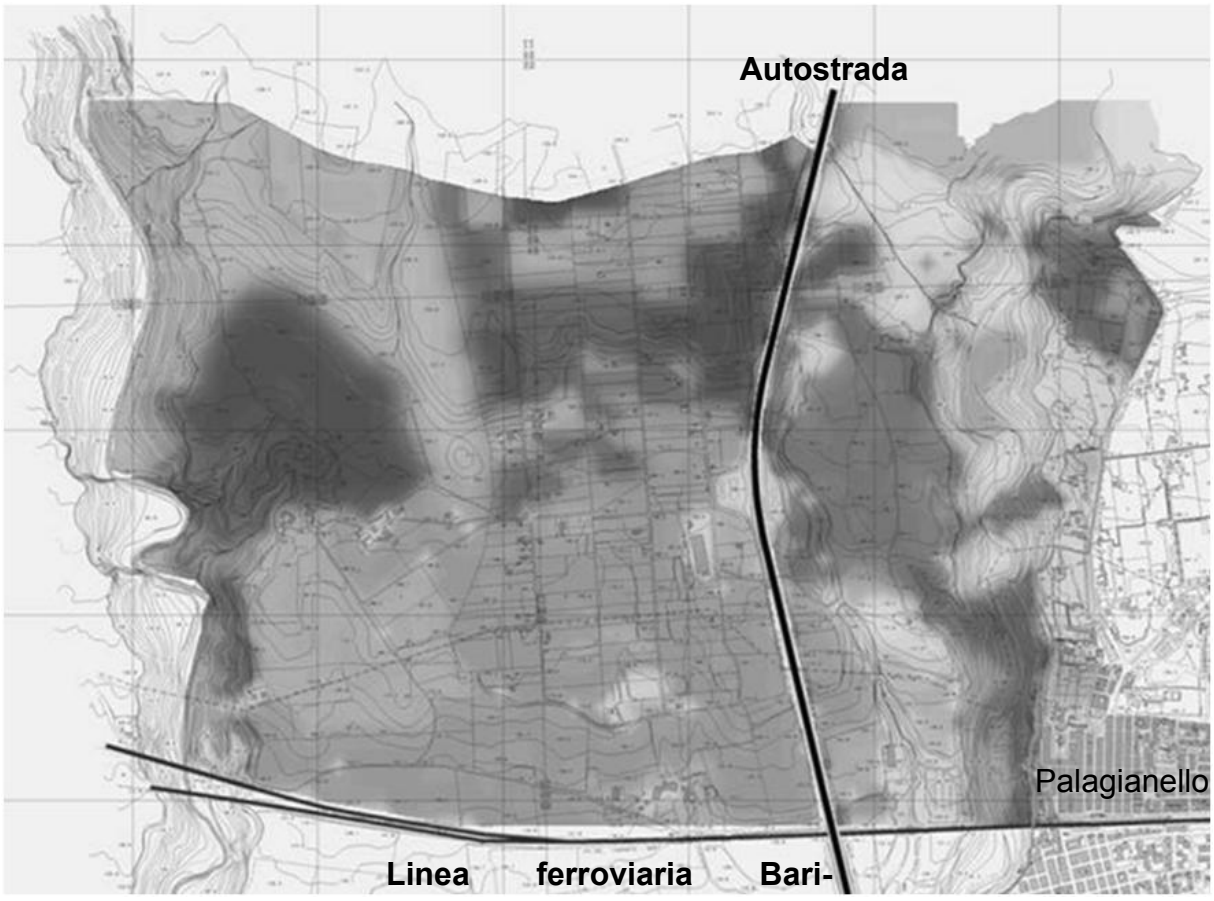


Fig. 2 – Modello di connettività delle aree sub steppiche a graminacee e piante annue (*Thero-Brachypodietea*); le aree progressivamente più scure sono quelle a maggiore connettività.

Il *valore ponderato di relazione* è stato definito in base alla tendenza delle diverse tipologie a sviluppare *Thero-Brachypodietea*: l'ambito urbanizzato ad esempio, è neutro

a riguardo nel senso che limita le dinamiche ma non le incentiva mentre la vicinanza di una macchia arborata inibisce lo sviluppo del Thero-Brachypodietea dal momento che la dinamica successionale è quella dello sviluppo di una maggiore complessità strutturale della vegetazione.

Il programma di trattazione ed elaborazione dei dati utilizzato, partendo da questo archivio e da questa matrice discrettizzata crea una propria griglia che è stata impostata leggermente sfalsata rispetto a quella di immissione, attribuendo ai nodi della nuova griglia valori derivanti dall'interpolazione condotta tra i punti dell'intorno. In seguito, sulla base di questa nuova griglia sono state calcolate e tracciate le isolinee che uniscono tra loro i nodi di eguale valore, visualizzando così una tendenza che è il risultato del tipo di contiguità tra le patches in relazione alla forma delle diverse tipologie che esprime e visualizza la tendenza a collegarsi in un unico sistema funzionale.

Il modello di connettività relativo all'habitat del Thero – Brachypodietea ha messo in evidenza le aree con maggiore criticità ed opportunità per gli interventi di mantenimento di questo tipo di habitat prioritario (Fig. 2).

In alcune di queste zone, essendo ambiti chiave nella distribuzione potenziale della connettività dell'habitat, si è stati costretti a ridefinire alcune azioni progettuali soprattutto di tipo strutturale, funzionali ai seguenti diversi obiettivi:

- mantenere il paesaggio proprio degli ambiti terrazzati delle gravine;
- garantire una stabilità delle superfici e dei suoli presenti in modo da poter essere gestite in maniera funzionale al mantenimento dell'habitat prioritario;
- eliminare l'effetto frammentazione e garantire il mantenimento della continuità ecologica.

Gli interventi di recupero dell'habitat prioritario

Nel progetto LIFE 03 NAT/IT/000134 sono state previste diverse azioni, due delle quali in particolare sono finalizzate al restauro e alla conservazione dell'habitat prioritario dei "Percorsi substeppici di graminacee e piante annue".

Tale *habitat* prioritario, ben rappresentato nell'area delle gravine dell'Arco Jonico Tarantino (Forte et al. 2005), è di particolare interesse conservazionistico in quanto inserito come prioritario nell'Allegato I della Direttiva 92/43/CEE "Habitat". Nell'area interessata dal progetto LIFE Natura, le tipologie vegetazionali che caratterizzano l'*habitat* dei percorsi substeppici risultano maggiormente diffuse ed estese tra le gravine di Palagianello e di Castellaneta, mentre nel resto del territorio si intercalano o si rinvengono frammiste alle garighe nanofanerofitica e camefitica o negli spazi lasciati liberi dalla macchia mediterranea e dalla pineta a *Pinus halepensis* Miller.

L'*habitat* prioritario è caratterizzato da praterie xerofile meso e termo-mediterranee, con cotica erbosa bassa e ricca di terofite, molto spesso secondarie in quanto si originano per involuzione della vegetazione a gariga o macchia.

La flora presente in tutta l'area interessata dal progetto LIFE Natura è stata analizzata attraverso un censimento diretto in campo, al fine di approntare un *database* indispensabile per le scelte progettuali relative sia alle azioni di conservazione *in situ* che *ex situ*. I *taxa* subgenerici censiti ammontano a 361 e le praterie oggetto di intervento presentano la maggiore ricchezza in specie, con il 56% di tutte le entità censite.

Sulla scorta della caratterizzazione pedo-bioclimatica delle aree di intervento, dell'analisi floristica e vegetazionale e dell'analisi delle emergenze di natura conservazionistica, sono state progettate e realizzate due differenti azioni finalizzate

alla conservazione, *in situ* ed *ex situ,* dell'*habitat* prioritario interessato dal progetto. La scelta di utilizzare entrambi gli strumenti di conservazione, *in situ* ed *ex situ*, è stata effettuata in quanto considerati complementari e sinergici al fine di un più articolato e completo processo di conservazione biologica.

Gli interventi di conservazione *in situ* sono stati configurati come azioni sperimentali di restauro e/o di ripristino a carattere ecologico-naturalistico. Hanno interessato in maggioranza aree a più o meno spinta alterazione antropica, soprattutto a causa di pascolo incontrollato, ma anche piccole superfici in passato trasformate in colture e in tempi recenti abbandonate, per un totale di circa 60 ha. Trattandosi di siti caratterizzati da fitocenosi a carattere secondario, particolare attenzione è stata posta anche nel regolare gli usi che ne hanno determinato la presenza.

Gli interventi, articolati in sei tipologie differenti, sono consistiti soprattutto nell'impianto da seme, proveniente da ecotipi locali, di specie erbacee perenni (principalmente *Stipa austroitalica* Martinovský ssp. *austroitalica*), arbustive ed arboree e nell'eliminazione o riduzione degli elementi di disturbo antropico. In considerazione del carattere sperimentale dell'azione, sono stati messi a punto, in funzione delle caratteristiche biologiche ed ecologiche delle specie e dei siti di intervento, protocolli specie-specifici in cui sono esplicitate le modalità e le tecniche che vanno dalla raccolta del materiale vegetale in campo sino alla sua reintroduzione in natura.

In considerazione del carattere sperimentale dell'azione, l'area di intervento è stata suddivisa in sei sub-aree, per ciascuna delle quali è stata prevista una tipologia di intervento e un successivo regime di uso differenti. In generale, l'azione di rinaturalizzazione è stata realizzata mediante:

a) l'incremento dei popolamenti erbacei perenni (rafforzamento della popolazione di *Stipa austroitalica* Martinovský ssp. *austroitalica* sul 5-10 % della superficie);

b) la costituzione di nuclei di limitata estensione di gariga o macchia mediterranea (con 15 specie camefitiche e nanofanerofitiche sul 4-5% della superficie), anche con qualche elemento arboreo (*Quercus ilex* L.);

c) la regolazione del pascolamento (Piano di Uso Compatibile).

In alcune aree di limitata estensione (1,70 Ha), dove la vegetazione è quella tipica dei coltivi abbandonati da pochi anni, è stata effettuata una semina di *Stipa austroitalica* Martinovský ssp. *austroitalica* sull'intera superficie, in modo da realizzare una sorta di "banca seme" *in situ* che garantisca in maniera continuativa nel tempo la durevole distribuzione di seme nel territorio.

Gli interventi di conservazione *ex situ* sono stati finalizzati alla salvaguardia del patrimonio genetico delle popolazioni locali di molte delle specie vegetali, fra cui alcune anche rare o minacciate di estinzione, sia dell'*habitat* prioritario e sia di altri ambienti presenti nell'area del progetto LIFE Natura. L'azione si inquadra nelle strategie di conservazione della flora vascolare che, anche a livello europeo, prevedono l'utilizzazione sempre più ampia di banche del germoplasma (AAVV 2002). La realizzazione di questa azione ha previsto sia la raccolta *in loco* del seme e la sua conservazione a bassa temperatura (-20 °C) e sia l'implementazione di un piccolo vivaio per produrre piante di specie autoctone provenienti dagli ecotipi locali (Bacchetta et al. 2006).

L'esperienza condotta con il progetto LIFE Natura considerato ha messo in evidenza che, se per il restauro e il ripristino della vegetazione spontanea è necessario un approccio ecologico-naturalistico, tanto più ciò è vero quando si opera su *habitat* o specie di elevato valore conservazionistico. Tale esperienza, inoltre, ha costituito una

riprova della necessità di una equilibrata interazione tra comunità locali e patrimonio naturalistico-ambientale (es. Piano di Uso Compatibile), tutelato sulla base di orientamenti scientifici il più possibile condivisi e partecipati.

L'utilizzo degli strumenti per la conservazione sia *in situ* che *ex situ*, impiegati in maniera complementare e sinergica, ha consentito una efficace azione di conservazione biologica; questa si è concretizzata, in sintesi, con il restauro o il ripristino di circa 60 ha di territorio, la conservazione in banca del germoplasma di poco più di 100 specie vegetali e la produzione di circa 3000 piantine di specie autoctone provenienti dagli ecotipi locali.

E' da sottolineare, infine, che questo progetto LIFE Natura rappresenta il primo esempio di azioni di conservazione che hanno coinvolto *Stipa austroitalica* Martinovský ssp. *austroitalica*, specie di interesse prioritario a livello della Comunità Europea.

Risultati e considerazioni finali

Il progetto Life Natura ha quindi messo in campo importanti e differenziate misure di conservazione, atte in particolare alla conservazione ed al restauro delle aree, ai margini e tra le gravine, caratterizzate dalla presenza dell'habitat prioritario dei percorsi substeppici (Thero – brachypodietea) che fortemente strutturano il paesaggio dell'arco ionico tarantino.

Tali misure si articolano in azioni dirette ed indirette, *in situ* ed *ex situ*. Nello specifico si è provveduto a:

- definire modelli di intervento facilmente trasferibili su aree analoghe dello stesso SIC "Area delle gravine" (estese per circa 2000 ettari) o di altri territori;
- acquisire circa 30 ha di aree caratterizzate dalla presenza dell'habitat prioritario;
- stipulare un accordo di conservazione con un soggetto privato su un'area di ulteriori 30 ha circa;
- definire un Piano di uso compatibile (Piano di pascolamento) per le aree caratterizzate dalla presenza dell'habitat prioritario;
- realizzare interventi di semina e piantumazione di specie erbacee, arbustive ed arboree da seme raccolto in loco su un'area di circa 100 ettari;
- realizzare una banca del seme di *Stipa austroitalica in situ*;
- realizzare una banca del seme *ex situ* con i semi di oltre 110 specie;
- realizzare un piccolo vivaio per la conservazione del germoplasma locale e per successivi interventi di restauro naturalistico;
- recuperare 12 chilometri circa di percorsi escursionistici per la fruizione consapevole e compatibile di questo paesaggio.

A ciò si aggiungono gli interventi indiretti di riduzione degli impatti antropici e tutte le azioni finalizzate ad implementare la sensibilizzazione della comunità locale.

Le attività avviate dal progetto LIFE costituiscono solo l'inizio, per quanto importante, di un processo complesso, continuo nel tempo ed esteso nello spazio.

I risultati ottenuti grazie alla realizzazione del progetto rappresentano infatti una base conoscitiva ed operativa fondamentale per proseguire le attività di conservazione della natura e di gestione del territorio, in particolare alla luce della recente istituzione dell'area protetta regionale "Terra delle gravine", che comprende l'intera area oggetto del progetto Life.

Riferimenti bibliografici

AA.VV., 2002. *European plant conservation strategy.* European Council & Planta Europa, pp.39.

Bacchetta G., Fenu G., Mattana E., Piotto B., Virevaire M. (Eds.), 2006. *Manuale per la raccolta, studio, conservazione e gestione ex situ del germoplasma.* Manuali e Linee guida APAT 37, Roma, pp. 244.

Forte L., Perrino E., Terzi M., 2005. *Le praterie a* Stipa austroitalica *Martinovský ssp.* austroitalica *dell'Alta Murgia (Puglia) e della Murgia Materana (Basilicata).* Fitosociologia, 42(2): 83-103.

Santolini R. e Pasini G. 2007. Applicazione di un modello geostatistico per la valutazione del sistema ambientale. In (Battisti C., Romano B. eds) Frammentazione e Connettività. CittàStudi, UTET, Torino.

ANALISI GEOSTATISTICA MULTISCALARE DEL TERRITORIO COLLINARE E MONTANO DELLA PROVINCIA DI BOLOGNA PER LA DEFINIZIONE DELLA RETE ECOLOGICA: ASPETTI METODOLOGICI.

Santolini R.[1] , G. Pasini[2]

[1]Istituto di Ecologia e Biologia Ambientale, Università di Urbino, riccardo.santolini@uniurb.it
[2]C.R.E.N.,V.le G. Pascoli, 46, 47900 Rimini, *cren@cren.it*

Abstract
As part of a study aimed at identifying the Ecological Network of hilly and mountainous territory of the Province of Bologna were made spatial analysis (landscape structure, ecosystem units and fragmentation, mesh size) and (fauna models) processing aimed at the implementation of a wildlife geostatistic model to highlight the connectivity relationships between the different elements of the landscape. The structural and functional information stemming from the elements and elaborations made on the map of Environmental System (built by a development and integration of existing cartographic material) were placed in connection with faunistic indicators, collected within the original data of Atlas of Birds and the existing literature. Have been identified two models. The first of wide area (1:50.000) which was used the breeding birds as a synthetic indicator of the quality of the landscape elements. Through interpolation of weighted average values of the Faunistic index (IFm), was drawn up a map of conservazionistic value. The second model of potential suitability for each of the sites Natura 2000 network (1:25.000) have been developed for some guild and species target in order to characterize functional different habitats, allowing to identify connectivity ecological different scale. This approach allows you to view with some detail the landscape areas of greater naturalness, their spatial distribution, the degree of fragmentation and the trend towards connection, highlighting the potentiality for the ecological links and the problems and opportunities to different levels of resolution and functionality.

Abstract
Nell'ambito di uno studio volto alla individuazione della Rete Ecologica del territorio collinare e montano della Provincia di Bologna sono state compiute analisi territoriali (struttura del paesaggio, individuazione cartografica delle unità ecosistemiche e delle discontinuità fisiche, mesh size) ed elaborazioni mirate (modelli faunistici) alla realizzazione di un modello geostatistico su base faunistica per evidenziare le relazioni di connessione tra i diversi elementi del paesaggio. Le informazioni di tipo strutturale e funzionale scaturite dagli elementi e dalle elaborazioni compiute sulla Carta del Sistema Ambientale (costruita da una elaborazione ed integrazione del materiale cartografico esistente) sono stati posti in relazione con quelle degli indicatori di tipo faunistico, raccolte mediante i dati originali dell'atlante ornitologico e dalla bibliografia esistente.
Sono stati definiti due modelli. Il primo d'area vasta (prodotto in scala 1:50.000) in cui è stata utilizzata la classe degli Uccelli (nidificanti) come indicatore sintetico della qualità degli elementi dell'ecomosaico. Mediante l'interpolazione dei valori medi ponderati

dell'Indice Faunistico cenotico medio (IFm), è stata elaborata una mappa del valore conservazionistico.
Il secondo modello di idoneità faunistica, d'area locale, per ognuno dei siti di Rete Natura 2000 (1:25.000) per alcune specie e gruppi target in modo da caratterizzare habitat funzionali diversi, consentendo di individuare le connettività ecologiche a diversa scala. Questo approccio ha permesso di visualizzare con un certo dettaglio le aree a maggior grado di naturalità, la loro distribuzione spaziale, il grado di frammentazione e la tendenza alla connessione, evidenziando le potenzialità per i collegamenti ecologici e mettendo in risalto criticità e opportunità in tal senso a diverso grado di risoluzione e funzione.

Introduzione

A livello europeo lo strumento delle reti ecologiche è individuato come obiettivo prioritario nella Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy—*conservation*, *enhancement and restoration of key ecosystems*, *habitats species and features of the landscape through the creation and effective management of the Pan-European Ecological Network* (Council of Europe et al., 1996).

Nonostante le buone intenzioni della Conservazione della Natura, l'industrializzazione anche dell'agricoltura, la trasformazione e lo sfruttamento del suolo, l'urbanizzazione, la realizzazione di enormi reti di trasporto e le aree metropolitane, sono causa di una grave frammentazione del paesaggio, di un deterioramento degli ecosistemi, della perdita di habitat naturali e di biodiversità (Stanners e Bourdeau, 1995) soprattutto per la maggior parte delle zone densamente popolate d'Europa. Per questo i modelli di Rete Ecologica concepiti inizialmente come strumento per superare l'isolamento di alcune aree protette, attualmente vengono applicati a diverse scale spaziali e in diversi paesaggi (Padoa-Schioppa et al. 2007) in rapporto all'approccio gerarchico (Noss 1990) e sono tesi a sviluppare strategie su un certo numero di scale spaziali differenti così da coprire uno spettro di variazione funzionale interspecifica (Bennet 1999, Battisti 2004). che può rendere più efficace tale strumento di pianificazione quale Piano-Programma plurifunzionale di miglioramento ecologico del territorio (Santolini 2005).

L'obiettivo di una rete ecologica rimane comunque quello di mantenere spazio ecologico per l'evoluzione del paesaggio in cui la biodiversità deve autonomamente progredire senza impedimenti ed il peso delle azioni antropogeniche devono essere commisurate con alti livelli di autopoiesi del sistema.

Nell'ambito di uno studio volto all'individuazione della Rete Ecologica del territorio collinare e montano della Provincia di Bologna, sono state compiute analisi territoriali ed analisi di specie e comunità focali (modelli faunistici), utili alla realizzazione di un modello geostatistico su base faunistica per evidenziare le relazioni di connessione tra i diversi elementi del paesaggio secondo un approccio già descritto da Santolini *et al.* (2002).

I metodi geostatistici forniscono un valido approccio per l'analisi spaziale dei pattern di sistemi ecologici (Walker et al. 2008).

Considerando le modalità di rilevamento faunistico e le relazioni con la vegetazione, vengono derivate delle mappe di probabilità per gli habitat delle specie/comunità focali, ad esempio con un gradiente di abbondanza o di ricchezza che è funzione del contenuto zoocenotico delle tipologie ambientali e della configurazione dell'ecomosaico.

Inoltre, il sistema di rilievo e di gestione della cartografia mediante GIS può essere utilizzato per rilevare i cambiamenti a lungo termine nella distribuzione delle popolazioni di specie focali che sono elemento indicatore delle variazioni della qualità del sistema mettendo a disposizione dei livelli gestionali e decisionali un utile strumento di analisi e valutazione ecologica del territorio anche in relazione ai servizi ecosistemici.

I pattern così evidenziati consentono di tener conto sia degli aspetti di previsione sia della visualizzazione dei fenomeni ecologici, una combinazione che è essenziale per lo sviluppo e la sperimentazione ecologica legata alle dinamiche territoriali e del paesaggio (Santolini e Pasini 2007).

Questo approccio che lega specie target, vegetazione/uso del suolo e i loro pattern, è utile per evidenziare le tendenze dinamiche del paesaggio ed individuare gli ambiti chiave della rete ecologica, permettendo così di visualizzare con un certo dettaglio, le aree a maggior grado di naturalità, la loro distribuzione spaziale, il grado di frammentazione e la tendenza alla connessione, cioè quegli elementi strutturali della rete descritti da Noss, *et al.* (1987) e rivisitati da Santolini (2003). Le potenzialità predittive e probabilistiche dell'approccio geostatistico evidenziano quei pattern che definiscono una qualità del sistema ecologico migliore per i collegamenti ecologici e mettendo in risalto criticità e opportunità in cui il lavoro a diverse scale evidenzia un diverso grado di risoluzione e funzione in cui le attività antropiche sono parte integrante del sistema (Burel and Baudry, 1999).

Il lavoro che viene presentato è stato svolto per conto del Servizio Pianificazione Paesistica della Provincia di Bologna nell'ambito del progetto "Piano di azione ambientale per un futuro sostenibile 2004/2006" promosso dalla Regione Emilia-Romagna. Gli obiettivi del lavoro hanno riguardato principalmente:

- l'individuazione della rete ecologica del territorio collinare e montano della Provincia di Bologna (con particolare attenzione al ruolo assunto in tale contesto dalle aree SIC/ZPS);
- un'analisi di dettaglio focalizzata ad evidenziare criticità e potenzialità all'interno dei siti di Rete Natura 2000 da un punto di vista faunistico ed ecosistemico.

Gli aspetti legati all'analisi strutturale del paesaggio, all'individuazione cartografica delle unità ecosistemiche e delle discontinuità fisiche era già stata sviluppata nell'ambito della redazione del PTCP della Provincia di Bologna.

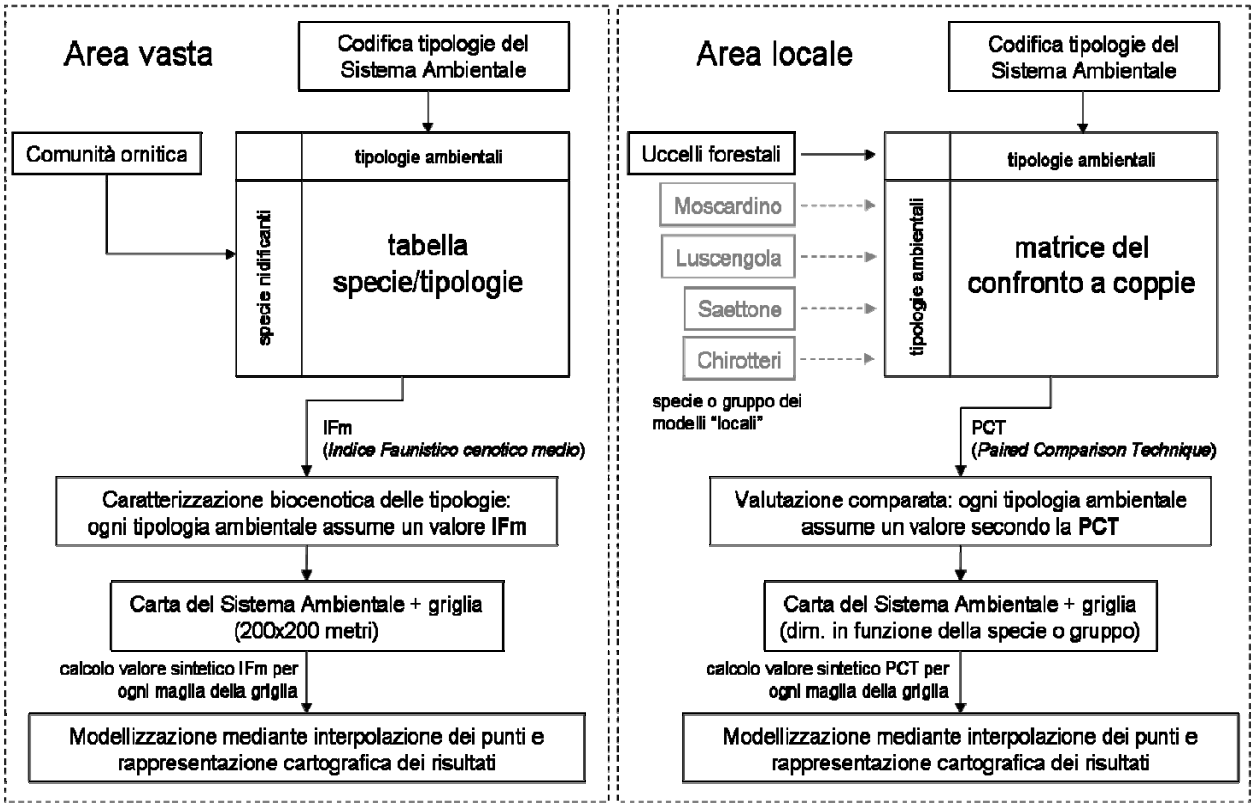
Schema metodologico dell'approccio funzionale (sec. Battisti 2004)

Nell'ambito della stessa area di studio si è seguito un approccio in parte simile ma applicato su due diverse scale di analisi differenti: l'area vasta, costituita dalla porzione collinare e montana della Provincia di Bologna (poco più di 200.000 ettari), e quella locale, rappresentata dai siti di Rete Natura 2000 (16 aree complessive di cui 2 incluse solo parzialmente nel territorio provinciale).

Per l'intera porzione del territorio provinciale posto a monte della Via Emilia (area vasta) sono stati utilizzati gli Uccelli nidificanti come indicatori ambientali e l'Indice Faunistico cenotico medio (IFm) quale mezzo per assegnare un valore faunistico ad ogni tipologia ambientale (tipologie codificate a partire dai dati cartografici esistenti opportunamente rielaborati) (Santolini e Pasini 2007).

Per i siti della Rete Natura 2000 (area locale) sono state scelte per le loro caratteristiche ecologiche, singole specie: Moscardino (*Muscardinus avellanarius*), Saettone (*Elaphe longissima*), Luscengola (*Chalcides chalcides*) e due specie di Chirotteri, il Barbastello comune (*Barbastella barbastellus*) ed il Pipistrello albolimbato

(*Pipistrellus kuhlii*), ed il gruppo degli Uccelli forestali. Per ciascuna specie/gruppo è stata costruita una matrice di confronto a coppie (PCT, Saaty 1980, Borchia *et al.* 2000) che ha permesso di assegnare un valore di idoneità ad ogni tipologia ambientale.



Le fasi successive, relative alla elaborazione ed alla resa cartografica dei modelli, hanno seguito un procedimento comune: è stata sovrapposta una griglia a maglia quadrata sulla Carta del Sistema Ambientale e per ogni maglia della griglia è stato calcolato, mediante media ponderale, un valore faunistico di sintesi.

La dimensione della maglia della griglia è stata stabilita per ogni specie/gruppo sulla base di informazioni di carattere bio-ecologico riguardante l'area minima vitale, tratte dalla letteratura scientifica (cfr Battisti 2004). Il passo della griglia di interpolazione è stato scelto di 200 metri riferito alla comunità ornitica nidificante, la guild degli Uccelli forestali, il Saettone e per le due specie di Chirotteri; per la Luscengola ed il Moscardino, la griglia di interpolazione è stata caratterizzata da una maglia di 50 metri. L'interpolazione dei punti (centroidi delle celle della griglia) e la scelta di una opportuna scala cromatica ha permesso di produrre i modelli faunistici finali. Ad ogni tipologia della legenda finale è stato assegnato un codice e si è quindi proceduto alla rasterizzazione con risoluzione di 5 metri per i modelli su area vasta e di 2 metri per quelli sulle singola aree SIC/ZPS delle 3 mappe di partenza. Le mappe sono state quindi "fuse" tra loro attraverso un processo di sovrapposizione in cui ogni livello aggiunto successivamente copre, nei pixel in cui non risulta nullo, quello precedente.

L'ordine di sovrapposizione è stato: carta dell'uso del suolo, carta forestale e infine infrastrutture viarie. Queste ultime sono state classificate come riportato in Tab. I secondo i criteri individuati in Forman et al. (2003) e rielaborati da Gibelli et al. (2006).

Tabella 1– Caratteristiche delle infrastrutture e spazi di interazione ecosistemica

Tipo di strada	Larghezza (dalla linea di mezzeria)	Influenza laterale (dal margine stradale)	Buffer complessivo (per lato)
Autostrada	10	30	40
Strada statale	5	30	35
Strada provinciale	4	30	34
Strada comunale	3	20	23
Strada vicinale	2	0	2
Strada privata	2	0	2
Linea ferroviaria	2	10	12

Il procedimento di costruzione del modello, ha permesso di aggiungere informazioni e dettaglio alla mappa di base (la Carta dell'Uso del suolo) attraverso le informazioni contenute nella Carta Forestale (in particolare informazioni relative al governo del bosco) e in quella relativa alle infrastrutture viarie. La scelta del modello raster è stata dettata dalla grande estensione dell'area di studio e dalla relativa complessità delle geometrie del dato cartografico di partenza, nonché dalla facilità di condurre operazioni di sovrapposizione tra mappe raster.

Scelta delle specie/gruppi ed approccio all'elaborazione dei dati

Modello d'area vasta. Gli Uccelli sono tra gli organismi che meglio si prestano ad essere utilizzati come indicatori del grado di complessità o di degrado degli ecosistemi terrestri, essendo diffusi sul suolo, nella vegetazione e negli strati inferiori dell'atmosfera e mostrando una notevole sensibilità alle variazioni degli ambienti in cui vivono (De Graaf 1977).

Le relazioni fra la composizione e struttura delle comunità ornitiche e la struttura della vegetazione sono state indagate da numerosi autori che hanno individuato l'esistenza di correlazioni fra i caratteri della comunità ornitica e la complessità della vegetazione. Essi mostrano un legame con la disposizione spaziale delle tessere dell'ecomosaico, rispondono cioè nel complesso a molti dei requisiti propri della "specie" focale, utile quindi ad un uso diagnostico della diversità per il paesaggio (Taffetani e Santolini, 1997). La comunità di Uccelli nidificante infatti, è stata scelta come "gruppo target" in quanto ritenuta idonea ad interpretare con efficacia tale complessità, ad analizzare al meglio l'idoneità media degli elementi dell'ecomosaico e il loro valore conservazionistico, e quindi efficace e funzionale alla realizzazione di una rete ecologica che rispecchi le esigenze non solo del paesaggio ma anche del territorio. Per comporre il quadro delle specie di uccelli nidificati nel territorio di studio si sono utilizzate le informazioni contenute nell'Atlante degli Uccelli nidificanti nella Provincia di Bologna (1995-1999) ed una serie di rilievi originali. L'analisi delle mappe di distribuzione delle specie rilevate nell'atlante, ha reso possibile la compilazione dell'elenco di tutte le specie segnalate come nidificanti per le sezioni della Carta Tecnica Regionale (Scala 1:5.000) relative alla porzione di territorio collinare-montano della Provincia di Bologna.

L'elenco delle specie nidificanti e l'integrazione con le tipologie della Carta del Sistema Ambientale ha permesso di ricavare l'Indice faunistico cenotico medio (IFm, Santolini e Pasini, 2007) relativo al rapporto tra numero di specie presenti in ogni

tipologia e "tipo" di specie. L'indice sintetico di valutazione, e conseguentemente gli ambienti a cui viene attribuito, concentra in sé parametri quali la rarità, la complessità, la sensibilità, la fragilità la vulnerabilità ecc., poiché sono i parametri di selezione delle specie. Il valore complessivo è un indice faunistico che sintetizza il valore ecologico delle tipologie ambientali in quanto formato dalle specie selezionate attraverso quei parametri e quindi componenti dell'indice stesso riassumendo in sé, attraverso le sue componenti, numerosi parametri di qualità ambientale valutati faunisticamente, che si riflettono poi sugli elementi dell'ecomosaico.

Modelli su aree locali. Se per gli Uccelli esistono esperienze ormai consolidate anche nell'elaborazione dei dati geostatistici (Taffetani e Santolini, 1997, Santolini 2002, Rempel e Kushneriuk, 2003, Walker et al. 2008), per alcune altre specie la casistica non è così ampia e definita nelle sue linee metodologiche. Tuttavia per una pianificazione ed una conservazione efficace è necessaria una interpretazione comprensiva delle relazioni tra organismi e il loro ambiente (O'Neil e Carey, 1986). Di conseguenza, a titolo sperimentale, è stato utilizzato un approccio che sulla base della bibliografia di settore e un'intervista agli esperti ha potuto evidenziare gli elementi dell'ecomosaico funzionali alle specie individuate ed elaborati secondo la *Paired Comparison Technique* (Saaty, 1980). La PCT è una tecnica, introdotta nell'analisi di gerarchia (AHP), che consente di ottenere misure a partire da giudizi reciproci di confronto, espressi su una scala di punteggi variabili da 1 a 9, rappresentativi di una relazione binaria di preferenza. Nel corso del lavoro abbiamo utilizzato una forma semplificata di tale metodo aggregativo-compensatore (Borchia *et al*. 2000).

Elaborazione e resa cartografica dei modelli

Calcolo del valore griglia. Partendo dai dati della superficie percentuale occupata dalle varie tipologie derivati dall'intersezione tra mappa e griglia si è effettuato il calcolo del valore di sintesi per ogni cella. A ciascun quadrato della griglia (cella) è stato attribuito un valore pari alla sommatoria del prodotto del valore di idoneità (IFm o PCT) di tutte le porzioni di tipologie ambientali presenti nella cella e la relativa superficie percentuale occupata all'interno della stessa. Il valore complessivo della cella, quindi, può variare tra il valore minimo di 0, nel caso di un quadrato occupato interamente dalla tipologia con valore minimo, e il valore massimo di 100, caso in cui la cella sia occupata interamente dalla tipologia con valore massimo.

Metodo di interpolazione. La serie dei records relativi alle coordinate del centroide della cella (x,y) e del valore di sintesi di idoneità faunistica (z) è stata poi elaborata attraverso interpolazione (algoritmo *regularized spline with tension* Mitasova e Mitas, 1993, implementato dal modulo *v.surf.rst* del software GRASS - Geographic Resources Analysis Support System).

Risoluzione dei modelli e scala cromatica**.** La risoluzione del raster prodotto è stata impostata a 10 metri, per il modello su area vasta e 5 metri per quello su area locale, in ragione della scala di stampa finale. Alla mappa così ottenuta è stata applicata una scala graduata di colori, compresa tra i valori minimo e massimo di IFm o PCT, per visualizzare in modo continuo le variazioni del valore di idoneità faunistica nel territorio studiato. E' stata scelta una scala graduata di colori con variazioni di tono dal rosso, per i valori intorno a zero, al giallo e verde, fino al blu per i valori a maggior valore.

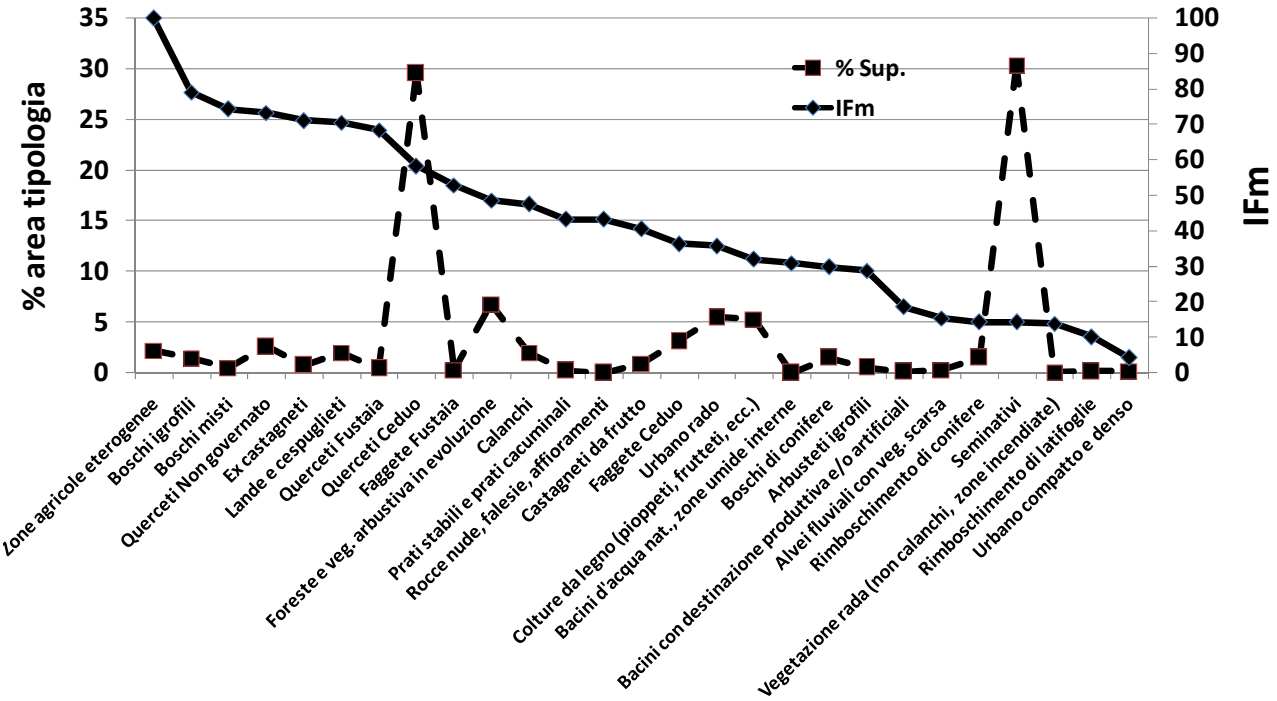
Questo tipo di rappresentazione dei dati permette di individuare gli ambiti a diverso grado di idoneità faunistica che attraverso il processo di interpolazione si fondono in modo da evidenziare le tendenze verso potenzialità o criticità del sistema, funzionali al

processo di disegno della rete ecologica. La mappa prodotta con le metodiche appena descritte consente di individuare le aree a maggiore criticità e quelle maggiormente funzionali ai corridoi ecologici, costituendo la base per le successive fasi del lavoro, incentrate sulla valutazione e studio di dettaglio della rete ecologica.

Risultati

La Fig. 1 mette in relazione il valore conservazioni stico (IFm) con la percentuale di superficie delle diverse tipologie ambientali per l'area vasta. Essa mostra come solo i querceti cedui e la vegetazione arbustiva in evoluzione, tra quelle "naturali" siano superiori al 5%: e come comunque siano soggette ad una intensa azione di artificializzazione da parte delle pratiche antropiche.

Fig. 1 - Andamento dell'IFm in relazione alle superfici delle tipologie della Carta Ambientale



Questi dati in relazione al modello rappresentato in Fig. 2 fanno emergere alcune interessanti considerazioni:

a. seppure l'area di studio sia principalmente distribuita in area collinare-montana, la matrice principale è caratterizzata dalla tipologia a seminativo cioè l'elemento maggiormente impattante il territorio naturale a forte limitazione di servizi eco sistemici, dispendio di energia sussidiaria e produzione di gas serra;
b. la Fig. 2 evidenzia l'alta frammentazione degli elementi del sistema paesistico, la scarsa superficie occupata dalle tipologie naturali di valore conservazionistico ad eccezione del Querceto ceduo, tipologia a forte impatto gestionale e dai livelli di biodiversità non certo elevati come ormai è appurato da numerosi studi;
c. il superamento della soglia del 5% (12.296,02 ha) da parte dell'urbanizzato rado sottolinea una forte attenzione da porsi sul fenomeno dello sprawl urbano che determina, da un lato prettamente conservazionistico, una frammentazione

legata ad un incremento del reticolo stradale anche minore e dall'altro un aumento dei costi energetici non solo legati agli spostamenti;

d. Il valore relativo alle tipologie con caratteristiche ecotonali naturali (es. foreste con vegetazione arbustiva in evoluzione) sono il risultato dell'abbandono della montagna negli ultimi 50 anni. Il valore di questa risorsa si manifesta in servizi ecosistemici che devono essere tradotti in valore economico riguardo la qualità dell'aria e dell'acqua e quindi del paesaggio. Tuttavia queste aree collinari e montane sono soggette anche al fenomeno di riflusso descritto dall'incremento dello sprawl che determina una progressiva trasformazione della struttura territoriale.
e. L'elevato numero di tipologie d'uso al di sotto della soglia del 5%, sottolinea ancor di più il peso dell'azione dell'uomo che ha fortemente parcellizzato il territorio, diminuendone la sua capacità portante in termini di servizi ecosistemici e quindi di qualità complessiva del paesaggio.

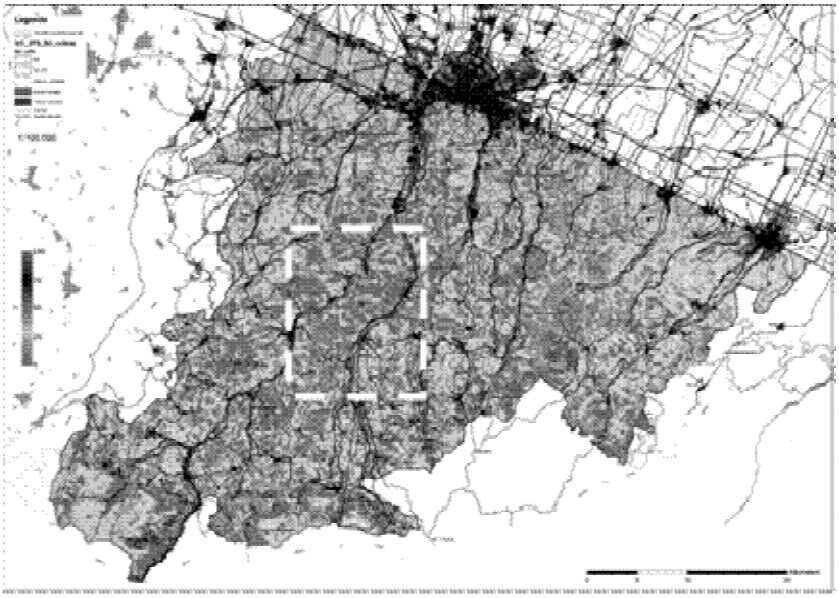


Figura 2 – Modello geostatistico del valore conservazionistico della porzione collinare e montana della Provincia di Bologna. Evidenziato è l'area del SIC di Monte Sole.

Se consideriamo come esempio un'area di riferimento come l'area SIC del Parco Naturale di Monte Sole l'idoneità ecologica riferita alle cinque specie ed agli Uccelli forestali, ha confermato la localizzazione delle aree di importanza per la rete ecologica su area vasta specificando gli ambiti a diversa qualità ecosistemica propri dell'area SIC: tutti gli elementi che determinano frammentazione emergono da tutti i modelli prodotti, anche in quelli non rappresentati ed evidenziano un livello relativo medio di connettività per Monte Sole determinato dalle strade ed in particolare dalle strade di fondovalle; gli Uccelli forestali evidenziano le formazioni a vegetazione legnosa che presentano un certo grado di strutturazione con un gradiente progressivamente minore di idoneità verso le zone aperte. Il Moscardino invece amplifica e definisce i livelli di connettività di questi ecosistemi forestali aggiungendo valori elevati per le fasce arbustive, anche

perché l'analisi viene effettuata con un potere risolutivo maggiore (50 m). proprio per le caratteristiche della specie che evidenziano la tessitura di questa vegetazione nel paesaggio. Per i Chirotteri scelti con attitudine forestali e più ubiquiste, gli elementi lineari e la topografia appaiono essere punti nevralgici nella percezione del territorio, in particolare.

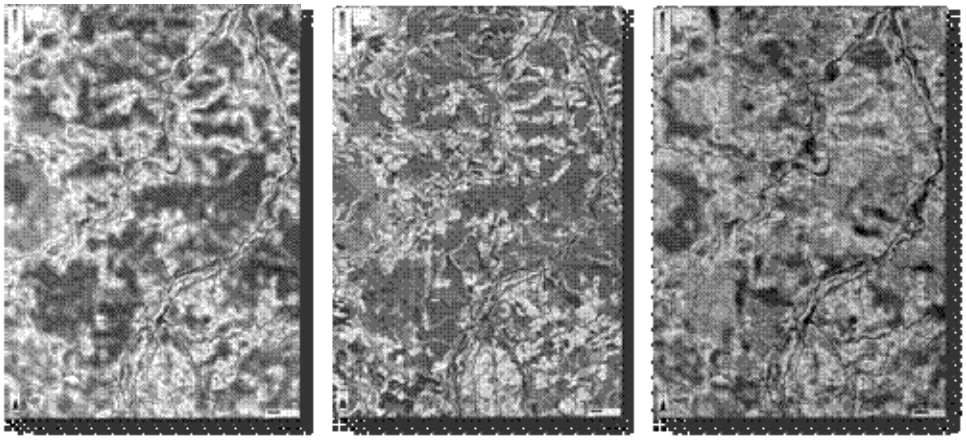


Figura 3 – Modelli geostatistici da PCT rispettivamente per gli Uccelli forestali, il Moscardino ed il Barbastello.

La fruizione delle diverse compagini territoriali, i rifugi come gli spostamenti verso le aree di foraggiamento e come i movimenti verso le zone di svernamento avviene seguendo precisi riferimenti territoriali. La conservazione dei Chirotteri passa contemporaneamente dalla protezione dei siti di rifugio e dall'identificazione delle aree di foraggiamento così come dai corridoi di volo che rappresentano le vie di connessione tra diversi sottoinsiemi del loro habitat.

Considerazioni conclusive

Alla luce dei modelli sviluppati appare evidente di come il modello sviluppato sull'analisi con gli Uccelli nidificanti (area vasta) in confronto con le diverse mappe di idoneità (area locale) mostri le peculiarità ecosistemiche, le connessioni funzionali, le criticità e gli ambiti di continuità all'esterno del perimetro dell'area di interesse. Essa infatti è confermata dalla buona corrispondenza sia delle aree a maggior valore conservazionistico che delle criticità determinate dagli elementi che inducono frammentazione ed i problemi dimensionali indotti dalla grandezza degli elementi idonei sottesi dalle are a maggior valore dell'indice. La connettività tra tutti gli elementi dell'ecomosaico diviene quindi elemento indispensabile per il sostentamento delle comunità e per definire gli ambiti di paesaggio a maggior qualità anche in relazione a alle recenti relazioni tra biodiversità e servizi ecosistemici (Tilman e Lehman 2002; Costanza et al. 2007). La Rete Ecologica assume quindi una valenza importante nella pianificazione in quanto contribuisce a valutare la consistenza, la localizzazione e la vulnerabilità delle risorse naturali ed antropiche presenti nel territorio e ne indica le

soglie di criticità e può ulteriormente contribuire a fissare i limiti e le condizioni di sostenibilità degli interventi e delle trasformazioni pianificabili.

Riferimenti bibliografici

Burel F., Baudry, J., 1999. Ecologie du paysage, Concepts, méthodes et application. Edition Technique et Documentation, Paris.
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 agricole, ambientali e Protezione civile, pp.248.
Bennet A.F., 1999. Linkage in the landscape. The role of corridors and connectivity in Wildlife conservation. IUCN, Gland Swizerland and Cambridge, Uk, pp 254.
Borchia D., Crescini E., Palmeri F. e A. Russi, 2000. La Paired Comparison Tecnique nella VIA delle piste da sci. Genio rurale, 1:32-38.
Costanza R., Fisher B., Mulder K., Liu S., Treg Christopher T., 2007. Biodiversity and ecosystem services: A multi-scale empirical study of the relationship between species richness and net primary production. Ecological Economics, 61: 478–491.
Council of Europe, UNEP, European Centre for Nature Conservation, 1996. The Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy: A Vision for Europe's Natural Heritage.
De Graaf R.M. 1977 - The importance of birds in ecosistems. Nongame Bird Habitat Management in Coniferous Forests of the Western United States, USDA Forest Service, Gen. Tech. Rep. PNW - 64, pp5-11, Portland.
Forman R.T.T. et al., 2003. Road ecology, science and solution. Island Press, Washington, pp 482.
Gibelli M.G., 2006. Repertorio sulle misure di mitigazione e compensazione paesistico-ambientale. Provincia di Milano, Milano.
Mitasova H. e Mitas L. 1993. Interpolation by regularized spline with tension. I: Theory and implementation, Mathematical Geology, 25:641-655.
Noss R.F., 1987. Protecting natural areas in fragmented landscapes. *Nat. Ar. J.,* 7: 2-13
Noss R.F., 1992. Issue of scale in conservation biology. In: Fiedler P.L., Jain S.K. (eds). Conservation Biology. Chapman and Hall, New York and London: 239-250
O'Neil, L. J., & Carey, A. B. (1986). Introduction: When habitats fail as predictors. In J. Verner,M. L. Morrison, & C. J. Ralph (Eds.), Wildlife 2000: Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates (pp. 207–208). Madison: University of Wisconsin Press.
Padoa-Schioppa E., Santolini R., Gibelli M.G. e Bottoni L., 2007. Il paradigma delle reti ecologiche in Italia: esempi in Lombardia. *Studi Trent. Sci. Nat*, *Acta Biol.*, 83:181-184
Rempel, R. S., & Kushneriuk, R. S. (2003). The influence of sampling scheme and interpolation method on the power to detect spatial effects of forest birds in Ontario (Canada). Landscape Ecology, 18, 741–757.
Saaty T.L. 1980. The Analytic hierarchy process. Mc Graw –Hill, New York.
Santolini R., 2002. Bioindicatori e monitoraggio dei siti a rischio ecologico. I Rifiuti (a cura di Luciano Morselli e Roberto Marassi), pp 261-270, Franco Angeli ed., Milano.
Santolini R., 2003. Le reti ecologiche: un'opportunità per l'incremento della qualità ambientale del territorio. Atti della II Conferenza Nazionale delle Aree Protette, Vol.

III:55-62, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e Regione Piemonte, Torino.

Santolini R., 2005. Dai caratteri dei sistemi paesistici alla progettazione delle reti ecologiche come strumento di pianificazione per l'incremento della qualità ambientale. In: Conservazione eco regionale, Reti ecologiche e governo del territorio, pp 38-40, WWF, Roma.

Santolini R, Gibelli M. G. e Pasini G., 2002. Approccio metodologico per la definizione di una rete ecologica attraverso il modello geostatistico: il caso di studio dell'area tra il Parco delle Groane ed il Parco della Valle del Lambro. In (Gibelli M. G. e Santolini R. red), Siep-Iale 1990-2000: 10 anni di Ecologia del paesaggio in Italia, ricerca, scopi e ruoli. Siep-Iale, Milano

Santolini R. e Pasini G. 2007. Applicazione di un modello geostatistico per la valutazione del sistema ambientale. In (Battisti C., Romano B. eds) Frammentazione e Connettività. CittàStudi, UTET, Torino.

Stanners D., Bourdeau Ph., 1995. Europe's Environment. The Dobr´ıs Assessment. European Environment Agency, Copenhagen, 676 pp

Taffetani F. e Santolini R. 1997. Un metodo per la valutazione della biodiversità su base fitosociologica e faunistica applicata allo studio di un'area collinare del Montefeltro (Provincia di Pesaro-Urbino, Italia centrale). *Fitosociologia*, vol. 32:245-271, Pavia.

Tilman, D., Lehman, C., 2002. Biodiversity, Composition and Ecosystem Process: Theory and Concepts. Functional Consequences of Biodiversity: Empirical Progress and Theoretical Extensions. In: Kinzig, A.P., Pacala, S.W., Tilman, D. (Eds.), Princeton University Press, Princeton, pp. 9–41.

Walker J.S., Balling Jr. R.C., Briggs J. M., Katti M., Warren P.S. e Wentz E.A. 2008. Birds of feather: interpolating distribution patterns of urbans birds. Computers, Environment and Urban Systems, 32:19-28.

ANALISI E MITIGAZIONE DELL'INTERFERENZA ECOSISTEMICA DA INFRASTRUTTURE NELLA RISERVA REGIONALE E OASI WWF GOLE DEL SAGITTARIO (AQ).

S. Ciabò[1], A. De Sanctis [2], F. Ricci[3], P. Di Giambattista[4]

[1]Consulente WWF, Via Stoppa 3, 64100 Teramo. Email: serenaciabo@ecoview.it
[2]WWF, Abruzzo Via D'Annunzio 68, 65127 Pescara
[3]Riserva Gole del Sagittario, Piazza Roma 10, 67030 Anversa degli Abruzzi (AQ)
[4]Cooperativa Daphne, Piazza Roma 10, 67030 Anversa degli Abruzzi (AQ)

Analysis and mitigation of infrastructure impact in the Regional Reserve « Gole del Sagittario ».

The Regional Reserve (and WWF-Italy Oasis) "Gole del Sagittario" is located near the National Park of Abruzzo Lazio and Molise, in very interesting areas from a naturalistical point of view. The oasis is located at an altitude that ranges from 500 to 1500 metres above the sea level and it is a mixture of different environments such as the vertical rocks of the « Gole del Sagittario » and the cultivated field around the city of Anversa degli Abruzzi and it is an area of extreme biodiversity value.

Here landscape connectivity is very important to population survival: there is a need to mitigate habitat fragmentation and degradation. It is especially indispensable to reduce the impact of trasportation system on enveroimental quality and wildlife movements.

In fact roads and railways can adversely impact wildlife populations by increasing mortality due to vehicular collision and by discouraging crossing attempts. They can also cause direct loss of habitat.

Collisions between vehicles and wildlife are also an important traffic safety issue. In fact the presence of wild boars (Sus scrofa), red deers (Cervus elaphus) and roe deers (Capreolus capreolus) presents a high risk factor for the vehicle driver.

The goal of this work is to identify the critical points along the roads and to minimize the ecological impact of the infrastructure system by appropriate mitigation measures.

Abstract

La Riserva Regionale Gole del Sagittario è localizzata nel comune di Anversa degli Abruzzi (AQ), nel cuore del sistema delle aree protette abruzzesi, a ridosso del Parco Nazionale d'Abruzzo Lazio e Molise e presenta un territorio ad elevata valenza ambientale, idoneo ad ospitare gran parte della fauna appenninica.

In aree con tali peculiarità, fondamentali a garantire la continuità ambientale tra le core areas presenti, è indispensabile limitare al massimo fenomeni di frammentazione e riduzione degli habitat. In particolare è necessario controllare e arginare l'effetto barriera esercitato dalle infrastrutture viarie, riconosciute tra le principali cause dei disturbi sopra citati.

Nel territorio di Anversa degli Abruzzi, dove sono presenti anche mammiferi di grande e media taglia, tale obiettivo ha il duplice scopo di incrementare la biopermeabilità e ridurre la pericolosità dei tracciati stradali, diminuendo la probabilità di impatto tra i veicoli e la fauna selvatica.

Il presente lavoro descrive la metodologia utilizzata per individuare le zone e i siti più pericolosi per la fauna e per gli autoveicoli, i tratti più o meno biopermeabili e stabilire gli interventi da attuare per diminuire i rischi e aumentare la continuità ambientale.
A tale scopo sono stati utilizzati alcuni indici di frammentazione che hanno evidenziato le barriere infrastrutturali più occlusive. Per le strade di maggiore impatto è stato approntato il Profilo d'Occlusione, un diagramma longitudinale del tracciato lungo il quale è esplicitato il grado di interferenza esercitato dalla struttura viaria in considerazione dell'entità e della tipologia degli ostacoli presenti al margine della carreggiata. Contestualmente è stata avviata dal personale della Riserva una raccolta dati degli animali investiti.
Dall'integrazione dei dati ottenuti attraverso i metodi brevemente esposti, sono stati identificati i siti ed i materiali più idonei per approntare interventi di mitigazione dell'effetto barriera delle infrastrutture viarie presenti.

Introduzione

È opinione comune che il livello di sviluppo di un dato Paese sia quantificabile in base all'imponenza del sistema viario presente: a tutt'oggi l'indice di dotazione infrastrutturale è uno dei parametri più utilizzati nella determinazione della "qualità della vita" delle regioni e delle province italiane.

Contestualmente, soprattutto negli ultimi anni, con l'affermazione del concetto di sviluppo sostenibile, indicatori di tutt'altra natura vengono considerati nella quantificazione del benessere di una comunità come ad esempio la qualità ambientale, il cui grado è rilevabile, oltre che attraverso misure chimico-fisiche (inquinamento atmosferico, acustico ecc.) anche mediante parametri legati alla tutela degli ecosistemi e della biodiversità. In tale approccio assumono grande rilievo le pratiche finalizzate alla costituzione e alla conservazione delle connessioni ecologiche.

Le politiche territoriali sono dunque attualmente guidate da obiettivi spesso intuitivamente antitetici tra loro, come l'esigenza di implementare le "connessioni umane" da un lato, e la necessità di salvaguardare quelle ecologiche dall'altro.

Si delinea così un panorama in cui la rete infrastrutturale e la rete ecologica si intersecano ed interagiscono tanto ad un livello fisico-geografico, quanto ad un livello concettuale.Tale dualismo si evidenzia soprattutto nelle aree protette e in tutte quelle zone in cui la ricchezza di biodiversità si palesa attraverso la presenza di specie «non ignorabili», come i grandi mammiferi.

La Riserva Naturale Gole del Sagittario rappresenta un valido esempio di quanto esposto.

Area di studio

Il territorio analizzato coincide con il Comune di Anversa degli Abruzzi, nel quale è collocata la Riserva Gole del Sagittario. Situato a ridosso del Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise, nel cuore dell'Appennino Centrale, costituisce un'area prioritaria per la conservazione del patrimonio naturale in Italia. Tutta la zona è caratterizzata dalla presenza di importanti endemismi ed elevata biodiversità (a mero scopo esemplificativo citiamo tra i grandi carnivori l'orso bruno marsicano (*Ursus arctos marsicanus)* ed il lupo (*Canis lupus*) e tra le maggiori minacce del sito è riconosciuto lo sviluppo della rete viaria e delle infrastrutture industriali legate alla produzione di energia (Bulgarini *et al.* 2006).

Le principali infrastrutture viarie che attraversano il territorio comunale sono l'autostrada A25, la Strada Regionale 479 e la Strada Provinciale 60.

Continuità ambientale nel territorio di Anversa

Per analizzare le peculiarità ambientali dell'area di studio è stata utilizzata la carta dell'uso del suolo 1:10000 redatta nell'ambito del progetto "Agricoltura" mediante fotointerpretazione di una foto aerea scattata nel 2000. Dall'indagine è emerso che l'intero territorio comunale è contraddistinto da un'elevata biopermeabilità, calcolata secondo la metodologia presentata nel progetto PLANECO (Filpa, Romano, 2000) attraverso il Tasso di Biopemeabilità. È stata inoltre quantificata l'ingerenza sull'ambiente naturale delle strade e dell'urbanizzato attraverso il calcolo della Densità di Urbanizzazione (DU), Densità infrastrutturale (DI), dell'Indice di Frammentazione da Urbanizzato (UFI), dell'Indice Frammentazione da infrastrutture (IFI) (Romano, 2002).

Riassumendo i risultati di questa indagine territoriale, si può affermare che il territorio di Anversa degli Abruzzi è contraddistinto da una elevata biopermeabilità (il T_{biop} ha un valore del 95,3%) dovuta alla presenza di estese aree boscate, pascoli e zone a ricolonizzazione naturale. A tali tipologie ambientali si alternano uliveti ed appezzamenti di terreno coltivati mediante pratiche poco invasive e sufficientemente ecocompatibili. Si evidenzia inoltre la presenza di siepi e filari di alberi che, snodandosi lungo i confini poderali ed al bordo delle strade presenti, favoriscono lo spostamento della fauna selvatica anche nelle zone maggiormente antropizzate.

L'urbanizzazione interferisce in modo inconsistente sulla continuità ambientale, l'UFI è infatti pari a 0,041 m/mq.

Più consistente, ma ancora di bassa entità, è la frammentazione causata dalle infrastrutture viarie presenti. L'IFI ha un valore classificabile come basso (379,45 m/kmq) ed è influenzato solo in parte dalla presenza della A25 che, correndo su viadotto per circa un terzo del tratto preso in esame, si rivela meno occlusiva del previsto. La Strada Regionale SR347 e la Strada Provinciale SP60, sebbene interessate da flussi di traffico medio bassi, rappresentano gli elementi che contribuiscono maggiormente alla frammentazione del sistema ambientale che circonda la Riserva.

Raccolta dati sulla mortalità stradale

Allo studio del territorio è stata accostato un monitoraggio dei dati sulla mortalità faunistica riconducibile ad incidenti stradali.

Le informazioni di "road mortality" sono state reperite tra aprile e novembre 2007 lungo la Strada Regionale 479 effettuando in modo sistematico due uscite settimanali mirate, e prendendo nota di tutti gli eventi segnalati durante lo stesso periodo sulle Strade Provinciali 123 e 60. Per ogni avvistamento sono state appuntante su apposite schede di rilevamento alcune informazioni riguardanti la strada in questione, l'individuo investito e le caratteristiche principali dell'ambiente circostante. Ogni scheda è inoltre corredata della segnalazione puntiforme apposta su carta IGM a scala 1:25000.

Ai risultati del monitoraggio condotto sul campo sono stati accostati degli avvistamenti "storici", documentati in modo affidabile dal personale della Riserva Gole del Sagittario. Tali segnalazioni sono elencate nella Tabella I.

Tutti i dati presi in considerazione sono stati successivamente cartografati mediante software GIS. Ciò ha permesso di mettere in relazione le aree interessate da una

elevata *road mortality* con le caratteristiche strutturali della strada e con le categorie di uso del suolo presenti nelle adiacenze del tracciato.

Sebbene i dati a disposizione per la SR479 siano stati reperiti con una certa sistematicità, la metodologia non risulta sufficientemente standardizzata ed il periodo di monitoraggio è troppo breve affinché si possa approntare un'analisi statistica approfondita. Ciononostante il materiale raccolto fornisce elementi utili, attendibili e indispensabili per la determinazione delle zone di maggiore criticità.

Tabella I: Dati fauna investita 2007

N°	Data	Specie	Strada	Margine	Ambiente
1	apr-07	Istrice *(Hystrix cristata)*	SR479	Recinzione	Rurale
2	21/04/2007	Ramarro *(Lacerta bilineata)*	SR479	Libero	Bosco
3	21/04/2007	Rana verde	SR479	Muretto	Rupestre
4	13/05/2007	Colubro Esculapio (*Elaphe longissima)*	SR479	Libero	Rurale
5	22/05/2007	Ghiandaia *(Garrulus glandarius)*	SR479	Libero	Rurale
6	24/05/2007	Ramarro *(Lacerta bilineata)*	SR479	Libero	Rurale
7	07/06/2007	Tasso *(Meles meles)*	SR479	Muretto	Margini Bosco
8	12/06/2007	Faina *(Martes foina)*	SR479		Bosco
9	13/06/2007	Cornacchia grigia *(Corvus corone cornix)*	SP123	Muretto	Rupestre
10	14/06/2007	Faina *(Martes foina)*	SR479	Muretto	Rupestre
11	15/06/2007	Riccio *(Erinaceus europaeus)*	SR479	Altro	Rurale
12	17/06/2007	Faina *(Martes foina)*	SR479	Muretto	Rupestre
13	20/06/2007	Biacco *(Coluber viridiflavus)*	SR479	Scarpata	Rurale/Bosco
14	21/06/2007	Faina *(Martes foina)*	SR479	Muretto	Rupestre
15	05/07/2007	Rospo comune *(Bufo bufo spinosus)*	SR479	Altro	Rurale
16	07/07/2007	Ramarro *(Lacerta bilineata)*	SR479	Muretto	Rupestre
17	06/08/2007	Merlo *(Turdus merula)*	SR479	Altro	Urbano
18	10/08/2007	Ramarro *(Lacerta bilineata)*	SR479	Muretto	Rupestre
19	13/08/2007	Biacco *(Coluber viridiflavus)*	SR479	Muretto	Rurale/Bosco
20	00/08/2007	Istrice *(Hystrix cristata)*	SP60	NP	Rurale
21	23/08/2007	Riccio *(Erinaceus europaeus)*	SR479	Muretto	Rurale
22	00/09/2007	Volpe *(Vulpes vulpes)*	SR479	NP	NP
23	25/11/2007	Pettirosso *(Erithacus rubecula)*	SR479	Muretto	Bosco
24	21/02/2008	Rospo comune *(Bufo bufo spinosus)*	SR479	Altro	Rurale

Tabella II: Dati storici

N°	Data	Specie	Strada	Margine	Ambiente
1	2002	Capriolo (*Capreolus capreolus*)	SP60		
2	2003	Martora (*Martes martes*)	SR479	Muretto	Rupestre
3	Dic 03	Cervo (*Cervus elaphus*)	SR479	Siepe	Rurale
4	Ago 04	Volpe (*Vulpes vulpes*)	SR479	Guard rail	Rurale/bosco
5	Nov 04	Capriolo (*Capreolus capreolus*)	SR479	Guard rail	Rurale
6	Ago 06	Istrice (*Hystrix cristata*)	SR479	Guard rail	Rurale
7	Feb 07	Cinghiale (*Sus scrofa*)	SR479	Scarpata	Rurale/bosco

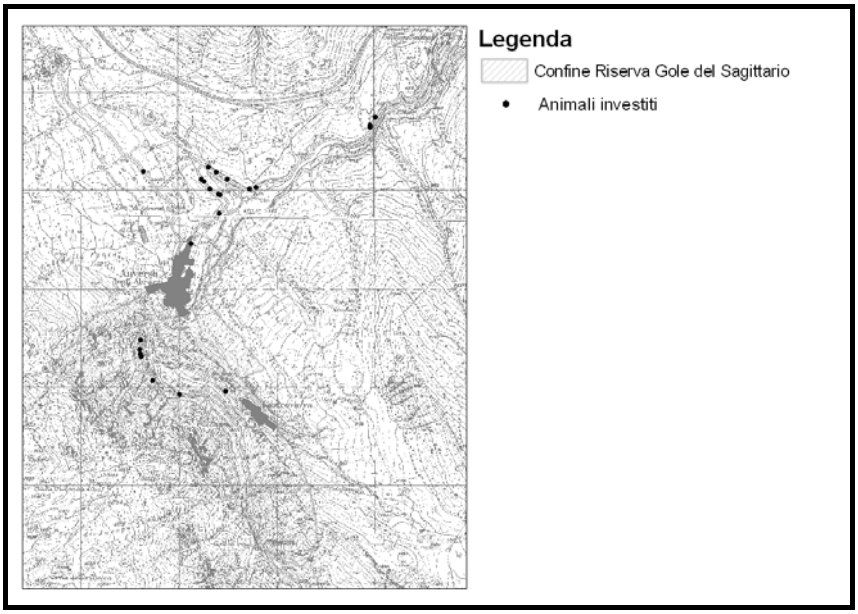


Fig. 1: Cartografia fauna investita 2007

Analizzando il materiale raccolto è possibile effettuare le seguenti osservazioni:

Le specie investite con maggiore frequenza sono i mammiferi di media taglia: faine e istrici.

Per quanto riguarda gli ungulati, per l'anno 2007 è segnalato un solo incidente, verificatosi nel mese di febbraio, che ha visto coinvolto un cinghiale. Dal 2002 ad oggi sono stati segnalati altri tre casi di investimento di grandi mammiferi.

Tali dati rappresentano con grande probabilità una sottostima della mortalità stradale di cinghiale, cervo e capriolo in quanto essi non sono frutto di una analisi sistematica ma di segnalazioni più o meno fortuite.

Inoltre, sebbene i casi di incidenti con ungulati non siano frequenti, va sottolineato che durante il periodo di studio, sono pervenute numerose segnalazioni di cervi e cinghiali avvistati a margine delle strade o addirittura in carreggiata.

Osservando la localizzazione degli incidenti è interessante notare che, per i mustelidi, quattro dei cinque casi segnalati si sono verificati in una zona molto circoscritta, intorno al km 16,5 della SR479. Il sito è ubicato lungo le gole del Sagittario ed i margini stradali hanno a monte un muretto ed a valle un muro di sostegno di sottoscarpa che presenta delle interruzioni in media ogni 50 m.

Per quanto riguarda la collocazione degli altri incidenti si noti come questi siano concentrati nei tratti stradali a minore occlusività ed inseriti in matrici ambientali di tipo agricolo, boschivo o ecotonale tra le due tipologie.

Stima dell'effetto barriera causato dalle infrastrutture: il Profilo d'Occlusione

Il Profilo d'Occlusione (PdO) è un diagramma longitudinale dell'asse stradale lungo il quale è esplicitato il grado di interferenza esercitato dalla struttura della strada su alcune specie faunistiche opportunamente selezionate.

Il tratto viario è schematizzato attraverso una suddivisione in unità base progressive di uguale lunghezza. L'ampiezza di tali sezioni è dipendente dall'estensione totale della porzione di strada da studiare, dalla complessità delle barriere presenti e dalle specie target individuate.

Per ogni porzione di tracciato sono indicate le barriere rilevate (es. muro di altezza inferiore a 0,7 m, muro compreso tra 0,7 m e 2 m di altezza, recinzione, guard-rail ecc.).

Il grado di occlusività degli ostacoli è misurato rispetto all'effetto barriera che essi esercitano su alcune specie target. Per ogni specie le sezioni progressive sono classificate in sei livelli di occlusività (totale, elevata, media, bassa, nulla con attraversamento e nulla senza attraversamento) in considerazione delle barriere presenti ai margini della carreggiata.

La classificazione dell'effetto barriera dei tratti è realizzata riportando il tracciato analizzato su cartografia, mediante software GIS, e rappresentando i tratti maggiormente occlusivi con linee di spessore maggiore rispetto alle zone più permeabili. Il Profilo d'occlusione è stato redatto per le strade che maggiormente influiscono sull'Indice di Frammentazione Infrastrutturale: la SR379 e la SP60.

Il rilievo è stato effettuato suddividendo l'infrastruttura in tratti ampi 100 m, lungo i quali è stata data dominanza all'ostacolo meno occlusivo: se ad esempio, nei 100 m analizzati si alternano muretti di 1 m a guard rail, nel PdO viene segnalato soltanto il guard rail, presupponendo che gli animali, attraversando, nell'ambito di 100 m, sfruttino la barriera meno occlusiva. Le specie target utilizzate per valutare l'occlusività delle strade sono state selezionate tra quelle presenti nel Piano d'Assetto della Riserva "Gole del Sagittario" in base alla sensibilità specifica alla frammentazione infrastrutturale, al pericolo che esse rappresentano per l'incolumità degli automobilisti in caso di incidente ed al valore conservazionistico che convenzionalmente viene loro assegnato.

Esse sono: Rospo comune (*Bufo bufo spinosus*), Ramarro (*Lacerta bilineata*), Biacco (*Coluber viridiflavus*), Riccio (*Erinaceus europaeus*), Lepre italica (*Lepus corsicanus*), Lepre europea (*Lepre comune*) Istrice (*Hystrix cristata*), Orso bruno (*Ursus arctos*), Lupo (*Canis lupus*), Volpe (*Vulpes vulpes*), Faina (*Martes foina*), Tasso (*Meles meles*), Cinghiale (*Sus scrofa*), Cervo (*Cervus elaphus*), Capriolo (*Capreolus capreolus*).

Mediando i valori desunti dall'occlusività specifica si è ottenuto uno schema di PdO generale.

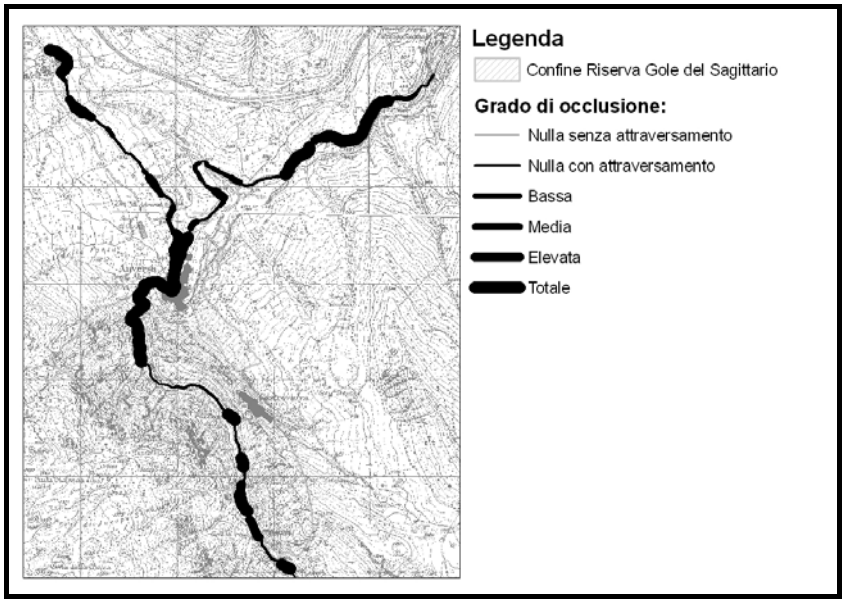


Fig. 2: Schema del PdO per le strade SR479 e SP60

Scelta degli interventi

Dall'integrazione delle informazioni ottenute dall'analisi della struttura delle strade, dell'idoneità ambientale locale e dalla raccolta dei dati sulla mortalità stradale, sono stati identificati i siti ed i materiali più idonei per approntare interventi di mitigazione dell'effetto barriera delle infrastrutture viarie presenti.

Le misure previste interessano due tracciati: la strada regionale SR479 e la strada provinciale SP60.

Nella progettazione degli interventi è fondamentale avere chiaro quale risultato si intende raggiungere. È infatti possibile perseguire due obiettivi che sebbene ad una prima vista potrebbero sembrare equivalenti, in realtà sono complementari e si ottengono adottando tecniche diametralmente opposte: il primo consiste nell'abbassare il numero di animali uccisi, il secondo nell'incoraggiare la dispersione faunistica.

Entrambi gli scopi implicano la diminuzione della mortalità individuale, ma mentre il primo sottintende un incremento l'effetto barriera, il secondo si accorda con una riduzione di questo (Catharinus F. et Alii, 2002). Si potrebbe dire che nel primo caso è favorito il flusso antropico, mentre nel secondo il flusso faunistico.

Solitamente la prima opzione viene attuata in tutte quelle situazioni in cui è possibile scindere in modo inequivocabile la rete infrastrutturale da quella ecologica. Ciò avviene in presenza di strade con elevati flussi di traffico (ad es. autostrade) che presentano però elementi di discontinuità ad alta valenza connettiva come gallerie o viadotti. In questo caso gli animali percepiscono la barriera lineare come un pericolo e sono soliti sfruttare i suddetti passaggi per i propri spostamenti. È tuttavia possibile che accidentalmente alcuni individui invadano la carreggiata mettendo in grave pericolo oltre la propria incolumità anche quella degli automobilisti. Al fine di evitare tali episodi si interviene potenziando l'idoneità della connessione esistente attraverso progetti di naturalizzazione e di miglioramento ambientale e chiudendo tutti i punti d'accesso alla sede stradale attraverso recinzioni adeguate alle specie presenti.

Il secondo approccio è invece adottato per tutti quei percorsi caratterizzati da bassi flussi di traffico ed inseriti in una matrice ad elevata e diffusa biopermeabilità. Questi possono essere interessati dal passaggio di specie molto vagili e con abitudini eco-etologiche differenziate, per cui i tragitti preferenziali non sono determinabili con precisione o sono estremamente diversificati secondo criteri di specie-specificità. In tali circostanze gli interventi di mitigazione consistono nell'utilizzo di dissuasori ottici riflettenti (catadiottri) e/o olfattivi che disincentivano l'attraversamento della strada solo quando transitano i veicoli, e in azioni volte a ridurre la velocità di percorrenza da parte delle vetture attraverso segnalatori ottici, cartellonistica ecc. (Dinetti, 2000).

Le infrastrutture prese in considerazione nel presente studio rientrano nettamente in quest'ultima categoria pertanto si propone di operare nelle zone più critiche utilizzando i seguenti materiali:

- ~ Dissuasori ottici riflettenti
- ~ Segnaletica stradale
- ~ Mitigazione delle trappole (tombini, pozzi, canali di scolo ecc.)
- ~ Potenziamento dei passaggi faunistici (sottopassi) presenti

L'allestimento di misure di mitigazione deve essere affiancato da azioni di monitoraggio volte a verificare l'efficacia delle opere realizzate. In particolare è necessario valutare l'effettivo passaggio della fauna selvatica attraverso i sottopassi individuati. A tal fine si propone di attuare un monitoraggio attraverso l'utilizzo di trappole fotografiche.

Riferimenti bibliografici

Bulgarini F.; Petrella S. & Teofili C. (a cura di) (2006) *Biodiversity Vision dell'Ecoregione Mediterraneo Centrale.* WWF Italia-MIUR, Roma.
Catharinus F.; Jaarsma G. & Williams G.P.A. (2002) Reducing habitat fragmentation by minor rural roads through traffic calming. *Landscape and Urban Planning.* **28:**125-135.
Ciabò S. & Fabrizio M. Il profilo di occlusione ecosistemica delle infrastrutture **C. Battisti & B. Romano (eds)** *Frammentazione e connettività. Dall'analisi ecologica alla pianificazione ambientale.* Città studi edizioni, De Agostini Scuola SpA, Novara.
Dinetti M. (2000) *Infrastrutture ecologiche. Manuale pratico per progettare e costruire le opere urbane ed extraurbane nel rispetto della conservazione della biodiversità.* Il Verde Editoriale, Milano.
Romano B. (2002) *Evaluation of urban fragmentation in the ecosystems, Proceedings of International Conference on Mountain Environment and Development (ICMED)*, october 15-19 2002, Chengdu, China.

ANALISI DELLA FRAMMENTAZIONE A SCALA LOCALE: STIMA DELL'EFFETTO BARRIERA BASATA SU PARERI ESPERTI

R. Scolozzi

Dipartimento Ingegneria Civile Ambientale, Università di Trento,
Trento,via Mesiano 77, 38050, Italia. email: rocco.scolozzi@ing.unitn.it

---

Habitat fragmentation analysis at local scale: expert based barrier effect estimation
The habitat fragmentation is a common environmental effect of land cover/use changes, but rarely adequately considered in environmental impact assessment (EIA). This is mainly due to difficulty of gathering meaningful ecological data, within the EIA procedure, with high resolution at local scale.
This paper presents a methodology to contribute in solving this problem, with a reduced amount of data requirement. The idea is to assess the functional connectivity for target species at local scale through a barrier effect assessment by the experts, involved in a Delphi survey.
The results were used, in a spatial-graph approach, to draw the "graph of functional connections" and the "3D fragmentation map". These allow the identification of spatial relationships among patches and an easily communicable representation of habitat fragmentation.

Abstract
La frammentazione degli habitat è un effetto comune di cambiamenti di uso del suolo, come lo sviluppo di infrastrutture e insediamenti, ma raramente è considerata in modo adeguato nelle valutazioni d'impatto ambientale. Una causa di questo è la difficile disponibilità, in studi d'impatto, di risorse per la raccolta di dati su distribuzioni delle specie a scala locale.
L'articolo presenta una metodologia per integrare l'analisi della frammentazione a scala locale nelle valutazioni ambientali, con una ridotta quantità di informazioni necessaria. L'idea è di valutare la rete delle connessioni funzionali per specie target, a scala locale, sulla base dell'effetto barriera di elementi di paesaggio, stimato da esperti coinvolti in un'indagine Delphi.
Attraverso l'approccio dei grafi spaziali, i risultati sono serviti a costruire il "grafo delle connessioni funzionali" e la "mappa 3D della frammentazione". Questi due strumenti permettono di evidenziare le relazioni spaziali tra patch e di offrire una rappresentazione facilmente comunicabile della frammentazione degli habitat in un paesaggio antropizzato. L'area di applicazione è un fondovalle alpino, la Valsugana, nella Provincia di Trento.

Introduzione

Lo sviluppo di infrastrutture e l'urbanizzazione comportano una serie di impatti negativi sull'ambiente. Molti di questi sono inclusi nelle valutazioni ambientali, come diffusione d'inquinanti e disturbo da rumore. Altri impatti quali riduzione e isolamento di

habitat sono poco monitorati, nonostante siano riconosciuti tra le principali minacce alla biodiversità (Kettunen *et al*, 2007).

La frammentazione degli habitat e la connettività sono concetti specie-specifici, cioè devono essere analizzati in relazione a taxa predefinite esplicitamente (Lindenmayer & Fischer, 2007). Spesso, però, il riferimento a questi concetti è ambiguo e il loro uso non corretto. Fahrig (2003) riscontra nella letteratura scientifica un'eccessiva semplificazione e la generalizzazione di un processo complesso in cui non si distinguono cause ed effetti, né i diversi processi ecologici che li sottendono.

Nella letteratura scientifica della biologia della conservazione una crescente attenzione è dedicata al problema della frammentazione. Lindenmayer e Fischer (2006) rilevano più di 2000 articoli contenenti le parole chiave "habitat fragmentation" e "habitat loss", e li definiscono i due processi più studiati tra le minacce alla biodiversità.

Nella letteratura relativa alla valutazione d'impatto ambientale (VIA) è, invece, dedicato poco spazio. Tra il 1997 e il 2007 nelle riviste internazionali: *Impact Assessment and Project Appraisal, Environmental Impact Assessment Review, Environmental Monitoring and Assessment, Journal of Environmental Plannig and Management, e Environmental Management*, si rilevano solo 37 articoli aventi nel titolo o nell'abstract le parole chiave: *habitat networks*, o *habitat fragmentation*, o *habitat connectivity*, o *habitat loss*. Di questi solo 9 esplicitano le specie di riferimento degli habitat persi e/o frammentati (es. Gontier, 2006; Morteberg *et al*, 2007). I rimanenti si riferiscono piuttosto a frammentazione e continuità legati all'aspetto antropico, come continuità del paesaggio (*landscape connectivity*) intesa come una generale continuità della vegetazione, oppure alla perdita di habitat (*habitat loss*) senza comunque specificare né taxa faunistici né classi di vegetazione.

Questo contributo presenta una proposta metodologica che ha l'obiettivo di integrare le relazioni ecologiche tra frammenti di habitat nelle valutazioni ambientali in contesti di fondovalle alpino, con una minima richiesta di dati. Con relazioni ecologiche" in questo caso s'intende la connettività funzionale per specie target in termini di probabilità di connessione tra frammenti di habitat (patch). I frammenti di habitat sono aree ad alta idoneità per le specie target, definiti sulla base della copertura vegetale. La probabilità di connessione deriva dalla stima dell'effetto barriera di elementi lineari e areali elaborata da un gruppo selezionato di esperti. Il fondovalle alpino è stato scelto come caso di studio perché qui gli effetti della frammentazione antropogenica sono amplificati da confini e barriere naturali, quali pareti rocciose o versanti scoscesi e corpi d'acqua.

L'approccio è quello dei grafi spaziali (*landscape graph*), che forniscono efficaci rappresentazioni delle strutture ecologiche di un paesaggio in termini di connettività degli habitat (es. Minor & Urban, 2008). In particolare, il metodo si basa su indicatori e strumenti sviluppati recentemente, come l'indice PC (*probability of connectivity*) e il programma SENSINODE 2.0 (Pascual-Hortal e Saura, 2006, 2007). Tale programma permette di calcolare e immagazzinare le distanze tra i bordi dei poligoni-patch (edge-to-edge). Sulla base delle rispettive aree e distanze il programma permette di calcolare una serie di indicatori di connettività tra cui PC che risulta essere il più efficace nell'identificare gli elementi critici della connettività locale e il più sensibile a differenti cambiamenti di uso del suolo.

Il metodo

Lo sviluppo del metodo prevede i seguenti passi:

- Selezione delle specie target.

- Definizione della carta di idoneità di habitat per le specie target.
- Definizione di categorie di barriera e loro caratterizzazione nell'area di studio.
- Stima dell'effetto barriera tramite indagine Delphi.
- Mappe 3D della frammentazione.
- Caratterizzazione delle connessioni e dei punti critici della connettività locale.

La presentazione del metodo esposta di seguito fa riferimento diretto all'applicazione per l'area di studio: un tratto di fondovalle della Valsugana, in Provincia di Trento, con limite altitudinale di 700 m (vedi .**Figura III**).

Selezione delle specie target

Il valore ecologico è qui inteso come funzionalità ecologica legata al mantenimento della biodiversità locale. Come surrogato della biodiversità ci si riferisce all'idoneità di habitat per specie target che sono tra le specie più esigenti in termini di area disponibile, di possibilità di dispersione, di fonti alimentari e siti riproduttivi, e possono quindi rappresentare un numero più ampio di specie (Lambeck, 1997). Qui è prioritario che le specie target riproducano le diverse modalità di spostamento e home range di quelle terrestri presenti nell'area di studio, in altre parole è necessario che esse siano in grado di rappresentare le diverse sensibilità alla frammentazione. Tali specie sono state selezionate secondo i seguenti criteri:

- Presenza nell'area di studio.
- Relazione con uno dei tre principali ambienti dell'area di studio: ecosistema forestale, ecosistema agricolo e ecosistema acquatico.
- Differente modalità di movimento (es. nuoto, salto), ovvero diversa sensibilità alla frammentazione.
- Disponibilità di informazioni su home range e dispersione.

SI definiscono target per l'area di studio le seguenti specie: Moscardino (*Moscardinus avellanarius*), Riccio europeo (*Erinaceus europaeus*), Tasso (*Meles meles*), Capriolo (*Capreolus capreolus*), Rana verde minore (*Rana synklepton esculenta*).

Definizione dell'idoneità di habitat

La mappatura dell'idoneità di habitat si basa sulla riclassificazione della cartografia della vegetazione secondo la nomenclatura EUNIS (Davies *et al*, 2004), con risoluzione tematica fino al terzo livello, ottenuta mediante foto-interpretazione di ortofoto a colori del volo Italia 2006.

La riclassificazione sviluppata integra due approcci: il modello di Idoneità di Habitat della Rete ecologica Nazionale (Boitani *et al*, 2002), nel quale ad ogni classe di uso del suolo (Corine Land Cover) è attributo un punteggio di idoneità per la specie (0-3); l'approccio di Löfvenhaft *et al* (2004), nel quale si distinguono, per la loro funzione ecologica (per la specie target), cinque tipologie di aree: *breeding,* per la riproduzione o nidificazione; *survival,* per alimentazione, *dispersal*, per dispersione, *unsuitable,* non idonee, e *hostile*, ostili. Tale riclassificazione è effettuata sulla base di una serie di regole di decisione appositamente definite per le specie target per l'area di studio.

Definizione di categorie di barriera e loro caratterizzazione nell'area di studio

Con l'obiettivo di classificare tutti gli elementi di un paesaggio che possono costituire una barriera ai flussi faunistici, si sono definite categorie di barriere per elementi lineari, quali corsi d'acqua e infrastrutture viarie, e di elementi areali, quali aree urbane, e

produttive o commerciali. La composizione di tale lista ha considerato diversi aspetti: gli elementi-barriera devono essere facilmente classificabili durante indagini di campo speditive, le relative soglie dimensionali devono considerare diverse capacità di movimento delle specie target (né insormontabili né insignificanti). L' elenco riportato costituisce la base del questionario utilizzato per l'indagine Delphi.

Tabella I Lista della categorie di barriera (estratto dal secondo questionario).

	Elementi di bordo	Codice
	Muro (o simili) 0.3- 0.7 m	*mur3070*
	Muro 0.7- 1.5 m	*mur7015*
	Muro >1.5 m	*mur>15*
	Corpi d'acqua	
	Corpo d'acqua con profondità dell'acqua <0.30 m	*acq<30*
	Corpo d'acqua lenta con profondità dell'acqua >0.30 m	*acqlen>30*
	Corpo d'acqua veloce con profondità dell'acqua >0.30 m	*acqvel>30*
	Infrastrutture - viabilità	
Traffico ipotizzabile <50 veicoli/giorno	Strada interpoderale, forestale asfaltata	*strd0*
<500 veicoli /giorno	Strada secondaria asfaltata, una sola corsia	*strd1*
<5000 veicoli /giorno	Strada 2 corsie con moderato traffico	*strd2*
>5000 veicoli /giorno	Strada statale, a scorrimento veloce, due corsie per senso	*strd2+*
	Coperture	
Riferimento ad un teorico quadrato di lato 100 m (area di 1 ha da "attraversare")	Parchi urbani, verde urbano	*parc100*
	Aree industriali	*udens100*
	Insediamenti densi (aree vegetate poco o non significative < 30%)	*udens100*
	Insediamenti sparsi (aree vegetate significative > 30%)	*urado100*
Riferimento ad un teorico quadrato di lato 1000 m (area di 1 kmq da "attraversare")	Parchi urbani, verde urbano	*parc1000*
	Aree industriali	*udens1000*
	Insediamenti densi (aree vegetate poco o non significative < 30%)	*udens1000*
	Insediamenti sparsi (aree vegetate significative > 30%)	*urado1000*

Stima dell'effetto barriera tramite indagine Delphi

La stima dell'effetto barriera è elaborata secondo un approccio largamente usato nella letteratura scientifica, ovvero l'indagine Delphi (es. MacMillan & Marshall, 2006). Tale metodo prevede un processo iterativo di consultazione individuale di esperti e di accumulazione di informazioni che si ripete fino a raggiungere un certo grado di convergenza delle opinioni. L'indagine Delphi è un utile strumento per ottenere informazioni, quando risorse limitate non permettono idonee campagne di raccolta dati o apposite sperimentazioni controllate, e permette di gestire l'inevitabile soggettività del parere esperto.

La selezione degli esperti ha seguito l'approccio "per reputazione", ad ogni esperto contattato si chiede di nominarne altri in base alla competenza riconosciuta. I primi contatti di esperti faunisti sono avvenuti tramite la mailing list "Vertebrati", che collega circa 900 faunisti in tutta Italia. Ai 25 esperti selezionati al termine del processo è stato inviato, o sottoposto in un'intervista, il questionario, di cui è riportato un estratto (**Tabella I**). Nel questionario si chiedeva di stimare in termini di probabilità l'effetto barriera delle categorie sopra citate, considerando due processi: la percezione da parte della specie (es. evitamento di una strada trafficata), e la probabilità che l'animale riesca effettivamente ad attraversare la barriera. Per ottenere delle stime coerenti a significati omogenei dei termini si sono utilizzati termini i probabilistici proposti dall'IPCC (2001).

Tabella II Espressioni verbali di probabilità (nota 7 del *Summary for Policy Makers*).

Cod*.	Espressione	Percentuale	Frazione	Prob.Connessione**
5	Molto probabile	90–99%	Tra ≥ 9 su 10 e ≤ 99 su 100	0,05
4	Probabile	66–90%	Tra ≥ 2 su 3 e ≤ 9 su 10	0,22
3	Mediamente probabile	33–66%	Tra 1 e 2 su 3	0,50
2	Improbabile	10–33%	Tra ≤ 1 su 3 e ≥ 1 su 10	0,78
1	Molto improbabile	1–10%	Tra ≤ 1 su 10 e ≥ 1 su 100	0,95

* Codice usato nel questionario. ** Citata nel § 2.6.

Dopo una prima raccolta di pareri, il questionario è stato modificato su indicazioni degli esperti. Le risposte sono state pesate sulla base di tre gruppi di esperti: A) riconosciuti competenti da altri esperti, B) con esperienza recente e diretta (es. monitoraggio delle specie), C) con pubblicazione di articoli scientifici sulle specie target.

Nella **Tabella III** sono presentati i risultati: le mediane delle valutazioni pesate degli esperti, e l'errore, calcolato come deviazione mediana assoluta (MAD).

La somma delle mediane permette di confrontare la "sensibilità" stimata delle specie alla frammentazione. La somma delle MAD permette di confrontare l'incertezza delle stime. Si può quindi riassumere che il Riccio ha una sensibilità intermedia e la migliore convergenza delle valutazioni esperte. Moscardino e Tasso risultano essere agli estremi della sensibilità stimata, ed entrambi con una maggiore divergenza dei pareri.

Mappa 3D della frammentazione

Una prima applicazione di queste stime è la rappresentazione simbolica e cartografica delle barriere "percepite" dalla specie target. Utilizzando ArcScene (ESRI) sulla base della **Tabella III** si è composta una mappa 3D della frammentazione, in cui sono rappresentati due tipi di informazioni: l'idoneità di habitat (i colori qui non risultano visibili), e l'effetto barriera, cui proporzionale è l'altezza di estrusione. Nell'analisi anche i corpi d'acqua sono considerati tra le barriere (riccio).

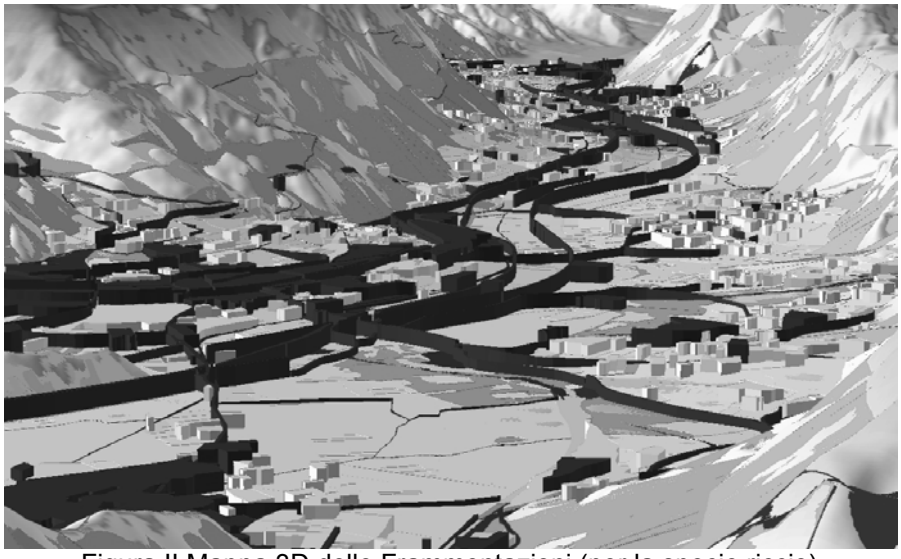


Figura II Mappa 3D delle Frammentazioni (per la specie riccio).

Tabella III Stima dell'effetto barriera (Mediana ± MAD).

	Moscardino	Riccio	Tasso	Capriolo	Rane verdi
mur0307	2 ±1	5 ±0	1 ±0	1 ±0	4 ±1
mur0715	3 ±2	5 ±0	4 ±1	2 ±1	5 ±0
mur>15	4 ±1	5 ±0	5 ±0	4.5 ±0.5	5 ±0
acq<30	5 ±0	2 ±1	1 ±0	1 ±0	1 ±0
acqlen>30	5 ±0	4 ±1	3 ±0.5	1 ±0	1 ±0
acqvel>30	5 ±0	5 ±0	4.5 ±0.5	3 ±1	1.5 ±0.5
strd0	1 ±0	1 ±0	1 ±0	1 ±0	3 ±1
strd1	3 ±1	3 ±1	1 ±0	1 ±0	4 ±1
strd2	4 ±0	3 ±0	2 ±0	2 ±0	5 ±0
strd2+	5 ±0	5 ±0	4 ±1	4 ±1	5 ±0
parc100	2 ±1	1 ±0	1 ±0	2 ±1	2 ±1
ind100	5 ±0	4 ±0	2 ±1	4 ±1	5 ±0
udens100	4 ±0	3 ±1	2 ±1	4 ±1	5 ±0
urado100	3 ±0	2 ±1	2 ±1	2 ±0	4 ±0
parc1000	2 ±1	1 ±0	1 ±0	2 ±1	2 ±1
ind1000	5 ±0	5 ±0	4 ±0	5 ±0	5 ±0
udens1000	5 ±0	3 ±0	2 ±0	5 ±0	5 ±0
urado1000	4 ±1	2 ±0	2 ±1	3 ±1	4 ±1
Σ(mediane)|Σ(MAD)	**67|8**	**59|5**	**42.5|7**	**47.5|8.5**	**66.5|6.5**

Si noti come diverse strutture lineari hanno una diversa altezza,. Da questa rappresentazione emerge un'immediata percezione della frammentazione dell'area di studio.

Il Grafo della Connettività locale

I risultati dell'indagine Delphi sono stati usati anche per calcolare l'indice PC (*probability of connectivity*, Saura e Pascual-Hortal, 2007). Tale indice è definito come la probabilità che due animali posti casualmente in un territorio, in aree habitat, possano raggiungersi, data una serie di *n* patch habitat (di area a_i), e connessioni tra loro (p_{ij}). La formula di PC è la seguente, dove l'indice A_L è l'area totale del territorio (comprendente le patch habitat e quelle non-habitat):

1) $$PC = \frac{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n} a_i a_j p_{ij}^{*}}{A_L^2}$$

2) $$p_{ij} = e^{-kd(i,j)} - F(B)$$

La probabilità di connessione p_{ij} per ogni coppia di patch è definita in funzione della distanza *d(i,j)* tra i bordi delle patch e, se presenti, in funzione delle barriere tra le patch (secondo la Tabella II, ultima colonna). In questo secondo caso si segue un protocollo di regole definite su 10 casistiche riconosciute per l'area di studio. Sulla base dello stesso indice è calcolata l'importanza della singola patch per la connettività dell'area (Pascual-Hortal, L. & Saura, S., 2006). Queste due proprietà sono presentate e sintetizzate nel grafo della connettività funzionale, sotto riportato.

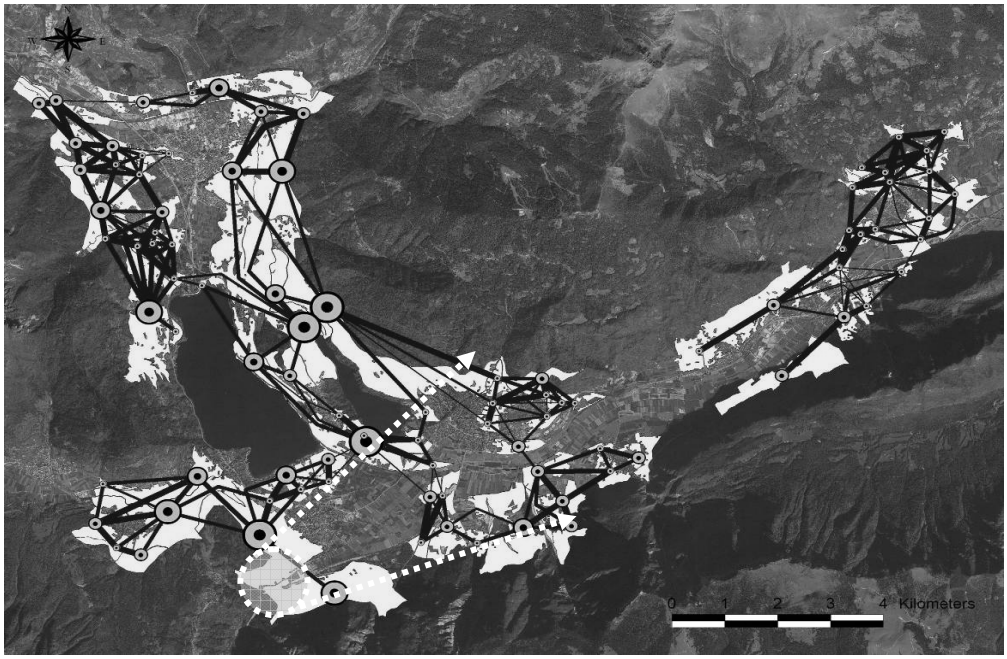


Figura III Il grafo della connettività e importanza dei nodi (nel cerchio tratteggiato la visuale di Figura I).

Conclusioni

La valutazione dell'effetto barriera ha permesso di caratterizzare il territorio in termini di relazioni funzionali tra aree idonee per specie target. Queste relazioni sono rappresentate e sintetizzate in due cartografie: la Mappa 3D delle Frammentazioni e nel Grafo della Connettività. La prima fornisce un'immediata, sebbene approssimativa, percezione delle frammentazioni esistenti ed eventualmente di progetto. La seconda rappresenta una proprietà emergente dall'organizzazione di un territorio, sensibile a modifiche degli usi del suolo, allo sviluppo di infrastrutture, all'intensificazione del traffico. Questi strumenti possono supportare la valutazione degli impatti ambientali, compresi quelli indiretti e cumulativi, determinati da cambiamenti di uso del suolo.

Riferimenti bibliografici

Boitani L. et al. (**2002)** *Rete Ecologica Nazionale. Un approccio alla conservazione dei vertebrati italiani*. Università di Roma "La Sapienza", Ministero dell'Ambiente, Dir. per la Conservazione della Natura; Ist. di Ecologia Applicata. http://www.gisbau.uniroma1.it/REN

Davies C.A.; Moss D. & Hill M. (2004) *Eunis Habitat Classification Revised 2004*, *Report to the European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity, October 2004*, European Environment Agency.

Fahrig L. (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecology, *Evolution and Systematics* **34:** 487-515.

Gontier M.; Balfors B. & Mörtberg U. (2006) Biodiversity in environmental assessment—current practice and tools for prediction, Environmental Impact Assessment Review. Vol. 26, no. 3, pp. 268-286

IPCC (2001) *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*

[Houghton, J.T.,Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell, and C.A. Johnson (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 881pp.
Lambeck R.J. (1997). Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* **11:** 849-856.
Lindenmayer D.B. and Fischer, J. (2006) *Landscape Change and Habitat Fragmentation*. Island Press, Washington, D.C.
Lindenmayer D.B. and Fischer J. (2007) Tackling the habitat fragmentation panchreston. *Trends in Ecology & Evolution* **22, 3:** 127-132
Löfvenhaft K.; Runborg S. & Sjögren-Gulve P. (2004) Biotope patterns and amphibian distribution as assessment tools in urban landscape planning, *Landscape and Urban Planning*, **68:** 403–427
Kettunen M; Terry A.; Tucker G. & Jones A. (2007) Guidance on the maintenance of landscape features of major importance for wild flora and fauna - *Guidance on the implementation of Article 3 of the Birds Directive (79/409/EEC) and Article 10 of the Habitats Directive (92/43/EEC)*. Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, 114 pp. & Annexes.
MacMillan D.C. & Marshall K. (2006) The Delphi process - an expert-based approach to ecological modelling in data-poor environments. *Animal Conservation* **9:** 11-19.
Minor E.S. & Urban D.L. (2008) Graph-Theory Framework for Evaluating Landscape Connectivity and Conservation Planning, *Conservation Biology*, (OnlineEarly Articles).
Mortberg U.M.; Balforsa B. & Knolb W.C. (2007) Landscape ecological assessment: A tool for integrating biodiversity issues in strategic environmental assessment and planning, *Journal of Environmental Management* **82:** 457–470.
Pascual-Hortal L. & Saura S. (2006) Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the priorization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* **21 (7):** 959-967.
Saura S. & Pascual-Hortal L. (2007) A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* **83 (2-3):** 91-103.

BIODIVERSITÀ NEL PAESAGGIO MEDITERRANEO, EVIDENZE DI UN EFFETTO POSITIVO DELL'IMPATTO ANTROPICO

G. Tellini Florenzano[1], R. Santolini[2], G. Londi[1], L. Mini[1], L. Fornasari[3]

[1] DREAM Italia – via dei Guazzi 31, I-52013, Poppi (AR). tellini@dream-italia.it; [2] Istituto di Ecologia e Biologia Ambientale, Università di Urbino, Campus Scientifico Sogesta, 61029 Urbino. riccardo.santolini@uniurb.it; [3] FaunaViva, via Biringhello 114, 20017 Rho (MI). l.fornasari@faunaviva.it

Biodiversity in the Mediterranean landscape: evidences of positive effects of the human impact

Many studies have shown how there is a spatial correspondence between human presence and biodiversity, above all in those areas where, like in Mediterranean basin, landscape has been moulded by millenniums of human activities. Using breeding birds as biodiversity indicators we have tested, at national scale, the relationships existing between richness in some bird groups (total richness, STOT, woodland and farmland bird richness, SFOR e SAGR) and human presence (population density). Our results show how STOT and SFOR are not negatively influenced by high density population values, while SAGR seems to reach higher values in correspondence of optimal population density values, corresponding to 20 ab/km^2.

Abstract

Numerosi studi, svolti a scala vasta, hanno verificato una corrispondenza spaziale tra biodiversità naturale e livello di presenza umana, soprattutto in contesti come quello mediterraneo dove, millenni di attività umana, hanno creato paesaggi diversificati ed in grado di ospitare una ricca biodiversità. Utilizzando gli uccelli nidificanti come indicatori di biodiversità, abbiamo provato, mediante l'utilizzo dei GLM (modelli lineari generalizzati), a verificare le relazioni esistenti tra biodiversità ornitica (ricchezza totale in specie, STOT; ricchezza in specie forestali, SFOR; ricchezza in specie legate agli agroecosistemi, SAGR) e indici di presenza antropica, tenendo sotto controllo l'effetto di altre variabili ambientali. I risultati mostrano che STOT e SFOR non paiono disturbati da fattori antropici, raggiungendo valori elevati sia in contesti fortemente antropizzati, sia in aree a più bassa densità di popolazione. SAGR è invece influenzata positivamente da livelli "ottimali" di antropizzazione (es. densità di popolazione intorno a 100 ab/km^2) che potrebbero corrispondere al mantenimento di una struttura sostenibile del paesaggio.

Introduzione

Fin dalla seconda metà dell'ottocento, quando, con la creazione dei primi parchi nazionali statunitensi, si è cominciato a parlare di conservazione della natura, l'uomo è stato considerato un distruttore di biodiversità, e la sua presenza incompatibile, o quantomeno dannosa, per la conservazione della natura. Questa visione, suffragata da evidenze inconfutabili circa l'effetto che molte attività umane hanno avuto, ed hanno tuttora, sulla biodiversità (es. Peters e Lovejoy 1994; Fuller, 2001) costituisce gran parte del background teorico dell'odierna politica di conservazione della natura,

determinando, con scelte che mirano ad escludere l'uomo da qualsiasi forma di gestione dell'ambiente, forti contrasti sociali (per l'Italia cfr. Meyer 1995).

Negli ultimi decenni tuttavia, sempre più autori hanno messo in evidenza come, almeno in certi casi, all'aumentare della presenza umana, corrisponde un incremento nella biodiversità (Araujo 2003; Evans e Gaston 2005). Questo accade soprattutto in sistemi ambientali e paesaggi di antica presenza umana, come quelli situati nel bacino del Mediterraneo (Preiss *et al*., 1997; Tellini Florenzano *et al.* 2007), sebbene esistano alcune evidenze anche per contesti ambientali dove l'attività plasmatrice dell'uomo, almeno a vasta scala, è molto più recente (es. America settentrionale, cfr. Crooks *et al.* 2004). L'effetto positivo legato alla presenza umana può essere sostanzialmente ricondotto all'effetto che l'attività antropica determina sul paesaggio, ovvero un generale incremento della diversità strutturale dell'ambiente e, di conseguenza, un aumento delle nicchie ecologiche disponibili per le diverse specie (Blondel e Aronson 1999).

Sebbene questo effetto positivo non possa essere generalizzato, e l'impatto antropico possa aver avuto un effetto anzi negativo sulla biodiversità, ad esempio su alcuni gruppi di uccelli come i *Piciformes* (Mikusinski e Angelstam 1998) è evidente come l'uomo, almeno in alcuni contesti ambientali, e soprattutto laddove la sua presenza risulta ancora integrata con le caratteristiche ambientali del territorio, svolga un ruolo di creatore di diversità e di paesaggi di assoluta importanza per la conservazione della biodiversità. Questo cambiamento di pensiero ha recentemente contribuito alla rivalutazione dei cosiddetti paesaggi culturali (Makhzoumi e Pungetti, 1999), tanto che, in Europa, ma non solo, la loro conservazione è divenuta prioritaria per la salvaguardia di numerose specie, fra cui molte di uccelli (Burfield e Van Bommel, 2004).

L'evoluzione delle conoscenze legate alla gestione e alla conservazione della biodiversità ha messo in luce la necessità di un salto di paradigma nello studio dei sistemi ambientali, e soprattutto nella loro gestione. La conservazione della biodiversità richiede di muoversi in un quadro dinamico e attivo, che si esplica su vaste superfici. Un futuro alla biodiversità potrà essere assicurato solo considerando anche fattori culturali ed economici, immergendosi nel *full world* dove, con conflitti e contraddizioni, l'uomo e gli altri organismi convivono mentre il tentativo di tenere lontano l'uomo da alcuni santuari, deputati alla conservazione della biodiversità, cioè un approccio difensivo definibile dell'*empty world* è destinato, nel lungo periodo all'insuccesso proprio per la natura dinamica della biodiversità (Farina *et al*. 2003).

Lo scopo di questo lavoro è quello di individuare, a scala geografica nazionale, le relazioni esistenti tra alcuni indicatori di biodiversità, nello specifico la ricchezza in alcune specie di uccelli, e le attività antropiche. Per fare questo abbiamo provato a sviluppare alcuni modelli matematici, strumenti utili per l'analisi e la descrizione dell'ecologia delle specie (Rushton *et al*. 2004), che mettano in relazione i parametri ornitici con variabili ambientali "classiche" e con variabili di tipo socioeconomico e demografico.

Materiali e metodi

I dati ornitici utilizzati provengono dalla banca dati del progetto MITO 2000 (anni 2000-2004), progetto di monitoraggio nazionale degli uccelli nidificanti che utilizza come metodologia di censimento i punti di ascolto (Fornasari *et al*. 2004). Per ciascuno di questi punti è stata calcolata la ricchezza in specie totali (STOT), quella in specie forestali (SFOR) e quella in specie legate agli ambienti agricoli (SAGR). Le specie

legate agli ambienti forestali e a quelli agricoli sono state individuate a partire da alcuni indici di preferenza ambientale calcolati, a livello nazionale, utilizzando gli stessi dati del progetto MITO (Tellini Florenzano *et al. submitted*; Campedelli *et al*. *submitted*).

Le variabili ambientali che abbiamo testato sono state elaborate, per quanto riguarda le tipologie di uso del suolo e gli indici di diversità ambientale, a partire dalla carta Corine Land Cover (Bossard *et al*. 2000), utilizzando come unità di riferimento una maglia di quadrati di 2.5 km di lato, distribuita su tutta la superficie nazionale. Al fine di disporre di un numero di variabili non troppo elevato, abbiamo accorpato preventivamente le categorie Corine in gruppi funzionali, soprattutto in base a considerazioni di tipo ecologico. Per quanto riguarda la diversità ambientale, abbiamo calcolato sia l'indice di Shannon sia quello di Simpson. Dall'analisi sono stati esclusi tutti i quadrati con una superficie terrestre inferiore al 50% della superficie totale (Evans e Gaston 2005) e quelli ricadenti nelle isole minori. L'altitudine è stata ricavata interrogando un DTM (Digital Terrain Model), costruito con celle di 300 m di lato, calcolata come mediana in ciascuno dei quadrati; abbiamo utilizzato la deviazione standard dell'altitudine come descrittore della variabilità morfologica del territorio (più variabile è l'altitudine, più accidentata è la morfologia).

Abbiamo considerato anche alcune variabili di tipo biogeografico, recentemente rivalutate quali predittori importanti nello studio dell'ecologia degli uccelli, quantomeno a scala vasta (es. Forsman e Mönkkönen 2003). Abbiamo utilizzato, in particolare, la posizione rispetto all'asse continentale, e le bioregioni utilizzate dal progetto MITO 2000 (Fornasari *et al*. 2004): alpina (settentrionale e centrale, accorpate in una unica), continentale, mediterranea, sarda e siciliana. Tutte le informazioni riguardanti i quadrati della maglia sono poi state associate ai punti di ascolto ricadenti al loro interno mediante una interrogazione GIS.

Per quanto riguarda gli indici di presenza antropica, abbiamo considerato la densità di popolazione calcolata a scala comunale (dati ISTAT, anno 2001); i valori ottenuti per ciascun comune sono stati interpolati, così da rendere continua questa grandezza, e quindi associati ai punti di ascolto come descritto per le variabili ambientali.

Gli indici ornitici (STOT, SFOR, SAGR) sono stati messi in relazione con tutte le altre variabili costruendo dei Modelli Lineari Generalizzati (GLM) che, grazie alla possibilità di analizzare l'effetto di differenti variabili con una notevole elasticità di utilizzo, risultano particolarmente utilizzati nelle analisi ecologiche (Rushton *et al.*, 2004). I GLM sono stati applicati considerando una distribuzione della variabile dipendente di tipo Poisson con una funzione link di tipo log. Un GLM è in grado di fornire diversi metodi per stimare l'effetto di una combinazione lineare di parametri; in questo caso abbiamo utilizzato il metodo della massima verosimiglianza o devianza scalata (Draper e Smith 1998). Questo, calcolando il contributo alla devianza della i-esima variabile, e verificando la significatività della differenza tra le diverse combinazioni di parametri (test del χ^2), individua la migliore combinazione lineare di variabili esplicative in grado di spiegare significativamente l'evento di interesse. Utilizzando questa metodologia è stato possibile individuare il contributo aggiuntivo della variabile "densità di popolazione" rispetto a quanto spiegato dalle variabili di tipo ambientale.

Risultati

Tra le tre variabili ornitiche considerate, solo la ricchezza in specie legate agli ambienti agricoli (SAGR) ha mostrato di dipendere in modo significativo dalla variabile densità di popolazione (Dpop). Al contrario, il numero complessivo di specie per punto

(STOT) e la ricchezza in specie forestali (SFOR), non paiono influenzate, in alcun modo, da Dpop. Visto lo scopo del lavoro, saranno quindi illustrati solo i dettagli del modello per SAGR (Tab I).

Tabella I Elenco dei fattori inseriti nel modello per SAGR (N=8111 punti). Sono riportati il coefficiente della funzione link, il valore della statistica di Wald, e il livello di significatività dei contributi marginali di ciascun fattore.

Fattore	coefficiente	stat. di Wald	p
altitudine^2	-5.36	501.4	0.0000
asse continentale	1.17	123.2	0.0000
asse continentale^2	-1.14	125.8	0.0000
regione biogeografica sarda	-1.12	72.4	0.0000
regione biogeografica alpina	-1.09	36.5	0.0000
regione biogeografica siciliana	1.29	36.4	0.0000
Coltivi	6.14	191.8	0.0000
zone agricole eterogenee	4.91	117.7	0.0000
Boschi	-3.78	49.8	0.0000
coltivazioni arboree	3.41	42.0	0.0000
aree con vegetazione rada, spiagge	-6.99	24.3	0.0000
rocce nude, affioramenti	-1.10	18.8	0.0000
zone urbanizzate	2.88	14.9	0.0001
diversità uso del suolo (Shannon)	2.86	42.9	0.0000
Log densità di popolazione	**3.26**	**12.7**	**0.0004**
Log densità di popolazione^2	**-7.87**	**13.7**	**0.0002**

Prima di prendere in considerazione gli effetti della variabile Dpop, conviene descrivere brevemente le altre relazioni. Tenendo presente che la statistica di Wald fornisce una misura dell'importanza relativa di ciascun fattore (cfr. Draper e Smith 1998), si nota prima di tutto che questa componente della ricchezza complessiva tende soprattutto a decrescere con l'altitudine, in modo non lineare (quadratico), poi che è molto forte l'effetto delle variabili biogeografiche. A parità di altre condizioni, infatti, SAGR tende a crescere al ridursi della peninsularità (ovvero spostandosi verso nord), ed è minore in Sicilia ed in Sardegna, rispetto al continente, come del resto accade considerando la ricchezza complessiva dell'avifauna (Battisti e Contoli, 1995; Battisti e Testi, 2001) Prendendo in esame l'uso del suolo, non sorprende che siano i coltivi ad avere il ruolo positivo più importante, mentre l'effetto delle zone agricole eterogenee va sottolineato, in quanto si tratta di tipologie relativamente poco rappresentate, per cui la loro influenza è da considerare molto importante. Può essere anche interessante notare come l'effetto delle coltivazioni arboree (vigneti, oliveti, frutteti), pur positivo, non sia molto importante. Gli effetti negativi delle aree scarsamente vegetate (aree a vegetazione rada e rocce nude), paiono correttivi per situazioni particolarmente difficili e povere, mentre può essere rilevante notare, nel nostro contesto, l'effetto positivo, seppur piccolo, delle aree urbanizzate. Infine, si nota un effetto positivo anche della diversità di uso del suolo presente nell'intorno del punto di censimento.

Prima di prendere in esame in dettaglio l'effetto della densità di popolazione, vista la particolare importanza che questo riveste nel contesto del lavoro, conviene valutare il livello di correlazione esistente tra questa variabile, e le altre inserite nel modello. Utilizzando il coefficiente di correlazione di Spearman, si ottengono i risultati presentati in Tab. II. La densità di popolazione pare fortemente correlata, in base a questo, prima di tutto con l'altitudine, ma, in misura minore, anche con tutte le altre variabili presenti nel modello.

Tabella II Coefficienti di correlazione (rho di Spearman) tra log della densità di popolazione e fattori ambientali e biogeografici inseriti nel modello (cfr. Tab I). Tutte le correlazioni sono altamente significative ($p<0.01$, N=8111).

variabile	rho di Spearman
altitudine	-0.626
asse continentale	-0.118
Coltivi	0.319
zone agricole eterogenee	0.226
boschi	-0.420
coltivazioni arboree	0.275
aree con vegetazione rada, spiagge	-0.281
rocce nude, affioramenti	-0.303
zone urbanizzate	0.472
diversità uso del suolo (Shannon)	-0.133

In base a tutto ciò, l'effetto altamente significativo di Dpop sul modello, sebbene risulti relativamente marginale rispetto ad altre variabili (in base alla statistica di Wald), non deve essere sottovalutato, in quanto il fatto di aver tenuto conto di tutte le altre variabili, che in parte sono correlate a Dpop, potrebbe aver mascherato un effetto ancora più importante di quello ottenuto.

Può essere utile, infine, esplicitare graficamente il modello, poiché la relazione con Dpop appare complessa, essendo presenti sia un termine lineare, sia un termine quadratico. Per fare questo abbiamo tenuto costanti le variabili ambientali (covariate), ponendole pari alla loro media (le variabili "regione biogeografica" le abbiamo poste tutte =0), ottenendo quanto riportato in Fig. 1. Da questa si nota che l'effetto della densità di popolazione umana sulla diversità ornitica legata agli agroecosistemi non è lineare, ma che, raggiunto un picco a valori intermedi (~120 abitanti/km^2), tende poi a decrescere. Considerando gli intervalli di confidenza al 95% (sempre in Fig. 1), si nota che la definizione numerica di questo picco, sempre a causa della struttura del modello, è affetta da un notevole margine di errore (da ~16 a ~4500 ab/km^2), però la struttura della funzione rimane invariata: la diversità ornitica legata agli agroecosistemi pare pertanto dipendere, oltre che da fattori legati alla posizione biogeografica e a fattori di struttura fisica dell'ambiente, anche da un livello "ottimale" di impatto antropico.

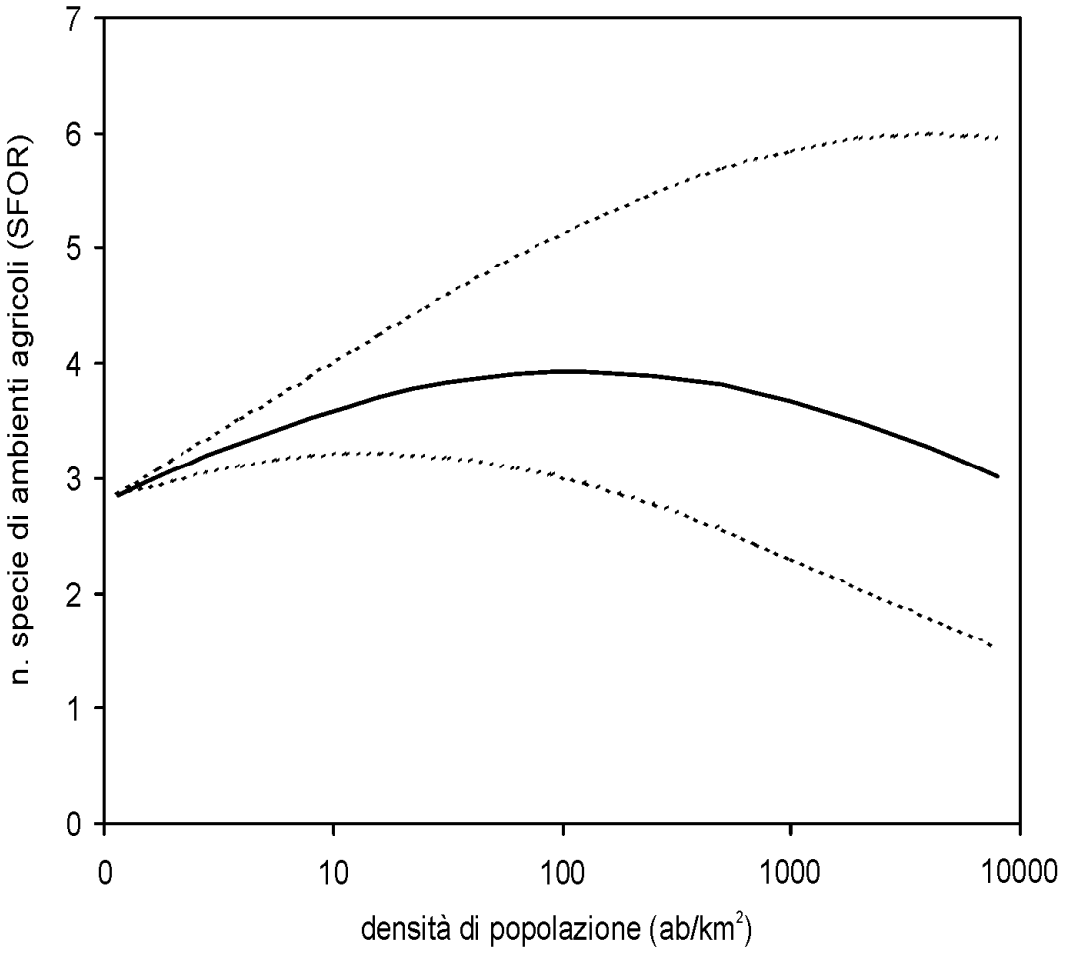


Figura 1 Rappresentazione grafica dell'effetto della densità di popolazione umana sulla ricchezza in specie ornitiche legate agli ambienti agricoli. Le curve derivano dalla funzione riassunta in Tab. I, ponendo pari alla media tutte le covariate continue, e pari a 0 le variabili biogeografiche regionali Sicilia, Sardegna e regione alpina. Le linee tratteggiate individuano gli i.c. al 95%.

Discussione

Sebbene la misura della attuale densità di popolazione umana non rappresenti certo un indice accurato dell'entità dell'impatto antropico sull'ambiente e sui paesaggi, pare che sia in grado di contribuire a spiegare il livello di biodiversità esistente nei sistemi agricoli. Lo stesso indice, al contrario, non sembra essere in grado, una volta considerate una serie di variabili ambientali e geografiche, di aggiungere alcuna informazione per quanto concerne la biodiversità legata ai sistemi forestali. Si può pertanto concludere – quantomeno per sistemi ambientali mediterranei – che l'impatto antropico non ha un effetto meramente negativo sulla biodiversità, ma che, al crescere della densità di popolazione, fino ad un certo livello, l'informazione immessa nel paesaggio dall'attività antropica ha un effetto positivo. Oltre questo livello si manifesta un effetto negativo.

E' noto, che i paesaggi colturali multifunzionali del Mediterraneo si caratterizzano per un livello particolarmente elevato di diversità ambientale beta, ovvero di variabilità in senso orizzontale (Vos e Stortelder 1992; Grove e Rackham 2003); pare però che

questo incremento sia avvenuto in parte a spese della diversità alfa, cioè della diversità puntuale (Blondel e Aronson 1999). Questi processi contrastanti paiono però, in base alle risultanze di questo lavoro, poter raggiungere livelli ottimali, per i quali un impatto antropico "ottimale", oggi si direbbe "sostenibile", contribuisce anche ad arricchire il patrimonio di biodiversità naturale, rendendo possibili approcci al rapporto tra uomo e natura non necessariamente conflittuali e che si escludono reciprocamente.

Riferimenti bibliografici

Araujo M.B. (2003) The coincidence of people and biodiversity in Europe. *Global Ecology e Biogeography* **12**: 5-12.
Battisti C. & Contoli L. (1995) La componente di ricchezza dalla diversità avifaunistica in Italia: una sintesi cartografica. *Ric. Biol. Selvaggina* **96**: 1-13.
Battisti C. & Testi A. (2001) Peninsular patterns of breeding landbird richness in Italy: On the role of climatic, orographic and vegetational factors. *Avocetta* **25**: 289-297.
Blondel J. & Aronson J. (1999) *Biology and Wildlife of the Mediterranean Region*. Oxford University Press, Oxford.
Bossard M.; Feranec J.; & Otahel J. (2000) *Technical report no. 40. CORINE land cover technical guide. Addendum 2000.* European Environment Agency, Bruxelles.
Burfield I. & Van Bommel F. (eds.), (2004) *Birds in Europe. Population estimates, trends and conservation status.* BirdLife Conservation Series, no. 12. BirdLife International, Cambridge.
Campedelli T.; Tellini Florenzano G.; Sorace A.; Fornasari L.; Londi G. & Mini L. (*submitted)* Species selection to develop an Italian farmland bird index. Atti XVII Convegno Internazionale dell'European Bird Census Council, Chiavenna (Sondrio), 17-22 aprile 2007, *Avocetta*.
Crooks K.R.; Suarez A.V. & Bolger D.T. (2004) Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. *Biological Conservation* **115:** 451-462.
Draper N.R. & Smith H. (1998) *Applied regression analysis*, Third edition. John Wiley & Sons, New York.
Evans K.L. & Gaston K.J. (2005) People, energy and avian species richness. *Global Ecology and Biogeography* **14:** 187-196.
Farina A.; Johnson A.R.; Turner S.J. & Belgrano A. (2003) 'Full' world versus 'empty' world paradigm at the time of globalisation*. Ecological Economics* **45:** 11-18.
Fornasari L.; De Carli E.; Buvoli L.; Mingozzi R.; Pedrini P.; La Gioia G.; Ceccarelli P.; Tellini Florenzano G.; Velatta F.; Caliendo M.F.; Santolini R. & Brichetti P., (2004) Secondo bollettino del progetto MITO 2000: valutazioni metodologiche per il calcolo delle variazioni interannuali. *Avocetta* **28:** 59-71.
Forsman J.T. & Mönkkönen M. (2003) The role of climate in limiting European resident bird populations. *Journal of Biogeography* **30**: 55-70.
Fuller E. (2001) *Extinct Birds*. Oxford University Press, Oxford.
Grove A.T. & Rackham O. (2003) *The nature of mediterranean Europe. An ecological history.* Yale University Press, New Haven and London.
Makhzoumi J. & Pungetti G. (1999) *Ecological Landscape: design and planning. The Mediterranean context*, E. & F.N. Spon, London.

Meyer E.H. (1995) *I pionieri dell'ambiente. L'avventura del movimento ecologista italiano*. Cento anni di storia. Carabà, Milano.
Mikusinski G. & Angelstam P. (1998) Economic geography, forest distribution and woodpecker diversity in central Europe. *Conservation Biology* **12**: 200-208.
Peters R.L. & Lovejoy T.E. (1994) *Global Warming and Biological Diversity*. Yale University Press, Yale.
Preiss E.; Martin J.-L. & Debussche M. (1997) Rural depopulation and recent landscape changes in a Mediterranean region: consequences to the breeding avifauna. *Landscape Ecology* **12**: 51-61.
Rushton S.P.; Ormerod S.J. & Kerby G. (2004) New paradigms for modelling species distributions? *Journal of Applied Ecology* **41:** 193-200.
Tellini Florenzano G., Campedelli T.; Dessì Fulgheri F.; Londi G. & Mini L. (2007) L'influenza antropica è sempre in conflitto con la biodiversità? Un caso di studio nel paesaggio toscano. *Agribusiness Paesaggio & Ambiente* **10**: 23-29.
Tellini Florenzano G.; Londi G.; Mini L.; Caliendo M. F.; Campedelli T. & De Carli E. ***(submitted)*** Assessing woodland ecological characters through a new objective bird community index. Atti XVII Convegno Internazionale dell'European Bird Census Council, Chiavenna (Sondrio), 17-22 aprile 2007, *Avocetta*.
Vos W. & Stortelder A. (1992) *Vanishing tuscan landscapes. Landscape ecology of a Submediterranean-Montane area (Solano Basin, Tuscany, Italy)*. Pudoc Scientific Publishers, Wageningen.

INSERIMENTO NEL PAESAGGIO DELLE INFRASTRUTTURE VIARIE. SVILUPPO E APPLICAZIONE DI METODOLOGIE DI VALUTAZIONE GIS/MULTICRITERI

V. Mennella, M.E. Menconi, M. Neri, M. Vizzari

Dipartimento Uomo e Territorio, Università degli Studi di Perugia, Borgo XX Giugno 06121, Perugia *mennella@unipg.it, melenamenconi@yahoo.it, morenoneri@libero.it, vizzari@agr.unipg.it*

Il lavoro è frutto di un contributo paritetico degli autori ed è stato svolto all'interno di un progetto di ricerca finanziato dall'APAT

Best location of road projects in landscape
Development and application of GIS/multicriteria evaluation methodologies
Road projects produce various modifications on landscape such as land and habitat fragmentations, alteration of ecological continuity, impacts on fields management.
It becomes fundamental to develop innovative methodologies and procedures able to integrate into the decisional and planning processes both the criterions of functionality and efficiency and those of resources protection of crossed rural landscape.
The objective of this study is the development and application of a procedure for best location in landscape of new road projects according to an approach aimed to minimize the spatial fragmentation and the breakup of the habitats.
Proposed methodology is based on the application of GIS/multicriteria techniques for the analysis and evaluation of project solutions with regard to key interacting factors (ecological, environmental, technical, social and cultural).
The basic information are organized in four analytic macro-groups: ecological-environmental, morphological-structural, social-cultural, spatial fragmentation. Such information are modelled in four synthetic indexes that improve interpretation of the thematic levels spatial variability and facilitate their comparison.
Through the aggregation of the four indexes a Global Sensibility Index (ISg) is calculated in order to evaluate land suitability to the insertion of new road projects. The ISg shows spatially the level of opportunity for the insertion of the infrastructure attributing the greatest degree of suitability to the areas with higher fragmentation and lower quality/sensibility. The conclusive phase of the research is focused on the identification of the best path and the most suitable corridor using ISg spatial information and GIS cost analysis methods.

Abstract
L'inserimento di un'opera viaria di grandi dimensioni genera modificazioni sulla configurazione paesaggistica, determinando frammentazioni del territorio e alterazione della continuità ecologica che si ripercuotono inevitabilmente anche sugli aspetti gestionali. Diventa fondamentale individuare metodologie e procedure innovative, in grado di integrare, nel processo decisionale e progettuale di nuove infrastrutture viarie, i criteri di funzionalità ed efficienza con quelli di salvaguardia dei caratteri ecologico-paesaggistici del territorio attraversato e di valorizzazione delle sue risorse.
Obiettivo dello studio è l'individuazione di una metodologia dedicata alla ottimizzazione localizzativa di progetti infrastrutturali viari secondo un approccio orientato alla

sostenibilità ecologica in grado, in particolare, di minimizzare la frammentazione e la disgregazione degli habitat.
La metodologia messa a punto e validata in un caso studio attraverso l'implementazione di un progetto gis dedicato, prevede due distinte fasi di lavoro.
La prima fase, in cui è prevista l'applicazione di tecniche di analisi multicriteri, è orientata alla costruzione e al calcolo di indici sintetici (ecologico-ambientale, morfologico-strutturale, socio-culturale, frammentazione territoriale) e alla valutazione della compatibilità (propensione/fragilità) del territorio in esame all'inserimento di una nuova infrastruttura viaria. Il risultato della prima fase riguarda l'elaborazione di una carta di sensibilità globale del territorio che permette di valutarne le criticità/potenzialità derivanti dalla realizzazione di nuove infrastrutture viarie. La seconda fase metodologica prevede la valutazione di uno schema progettuale di massima (collegamento di due unità territoriali) esistente, dal quale partire per individuare, impiegando tecniche di analisi spaziale di tipo Cost Distance Modelling un corridoio territoriale di maggior idoneità per la realizzazione dell'infrastruttura.
Il risultato della seconda fase riguarda l'individuazione cartografica del percorso ottimale di collegamento di due unità (attribuendo il maggiore grado di idoneità alle aree a più alta frammentazione e più ridotta qualità-sensibilità territoriale) e di una fascia di oscillazione localizzativa del percorso, di larghezza parametrizzata sulla base della sensibilità territoriale valutata nella prima fase.

Introduzione

Le infrastrutture viarie svolgono un ruolo imprescindibile di supporto alla crescita economica e sociale di un paese, ma la realizzazione di tali opere comporta notevoli ripercussioni sull'ambiente e sul paesaggio in generale (Ingegnoli V., 2005).

Tali elementi lineari formano delle organizzazioni reticolari che inevitabilmente vanno a sovrapporsi ad altri sistemi esistenti, essendo difatti il paesaggio permeato da un delicato intreccio di reti diverse in cui fluiscono le energie utili a determinare il suo stato di salute (Morelli E., 2005)

Tra i criteri di inserimento delle opere nel contesto spaziale, che fino a pochi decenni fa, obbedivano a logiche di carattere strettamente economico-produttivo, si sono ormai affermati indirizzi di gestione legati alla conservazione e al recupero del paesaggio (Dal Sasso P., 2001, Clementi A. 2002).

E' importante prevedere nel percorso progettuale di un tracciato viario, l'uso di strumenti che riducono l'impatto dell'opera all'interno del contesto paesaggistico in cui si colloca, limitando la frammentazione degli ecosistemi, la disgregazione degli habitat e la conseguente riduzione della diversità biologica (Dufek J., 2002).

Le metodologie finalizzate all'ottimale localizzazione sul territorio delle opere viarie (ottimizzazione localizzativa o *best location*) traggono origine da procedure sviluppate negli anni '70 nei paesi dell'America settentrionale (Stati Uniti e Canada) per la certificazione ambientale delle reti elettriche (T.E.R.N.A., 2003). Il presupposto di tali approcci è la definizione di una serie di fattori-condizioni (di natura tecnologica, economico ambientale, socio-culturale, ecc.) che intervengono nella messa in opera di un nuovo progetto infrastrutturale e l'identificazione degli elementi di compatibilità/incompatibilità che nascono dal rapporto tra i fattori considerati e la nuova infrastruttura (Singleton P.H. et al, 2001).

Nel nostro paese l'applicazione di tali metodologie nei processi di pianificazione e progettazione delle infrastrutture viarie è assente o ancora oggetto di sperimentazione in alcuni contesti territoriali circoscritti.

Metodologia

Obiettivo dello studio è la messa a punto di una metodologia in grado di valutare la migliore collocazione sul territorio di progetti infrastrutturali viari secondo un approccio orientato alla sostenibilità ecologica, in grado, in particolare, di minimizzare la frammentazione e la disgregazione degli habitat.

La prima fase metodologica, finalizzata alla valutazione della compatibilità (conflitti, sinergie) fra risorse territoriali e infrastrutture viarie, prevede l'acquisizione di numerosi dati territoriali eterogenei, all'interno di un sistema GIS dedicato.

Le informazioni necessarie allo studio sono raggruppate in quattro macroambiti di indagine (ecologico-ambientali, morfologico-strutturali, socio-culturali, frammentazione territoriale), per facilitarne la lettura e la successiva valutazione attraverso la costruzione e il calcolo di altrettanti indici sintetici.

Gli indici realizzati per stimare la sensibilità del territorio all'inserimento di nuove infrastrutture viarie sono: l'*Indice di sensibilità ecologica (ISe) che* valuta la risposta dei sistemi ecologici, considerando sia la capacità di riequilibrio degli ecosistemi a fronte di una modificazione di origine antropica, sia il pregio naturalistico; l'*Indice di sensibilità morfologico strutturale (ISms)* che valuta sia la capacità dei versanti di sostenere l'opera, che il potenziale impatto della stessa a carico di aree strutturalmente già compromesse; l'*Indice di sensibilità socio-culturale (ISsc)* che pondera la domanda di collegamento (in funzione della distribuzione dei centri abitati e della loro ampiezza) con la valutazione degli impatti sulle risorse storico culturali; *l'Indice di Sensibilità alla frammentazione (ISf) che* fornisce una valutazione del livello di frammentazione del territorio derivante dagli effetti combinati prodotti dalle infrastrutture viarie e dagli spazi urbanizzati.

Il passaggio successivo prevede un'ulteriore aggregazione degli indici prodotti in un indice finale di *Sensibilità globale (ISg)* calcolato tramite la ponderazione dei valori relativi alla frammentazione del territorio e dei gradi di sensibilità territoriale. Attraverso l'ISg è possibile determinare, per ciascuna area analizzata, l'opportunità all'inserimento di nuovi progetti infrastrutturali attribuendo il maggiore grado di idoneità alle aree a più bassa frammentazione e più ridotta qualità-sensibilità territoriale.

La seconda fase, partendo da una domanda di collegamento fra due località, è orientata alla identificazione di una fascia territoriale caratterizzata da una maggiore idoneità all'inserimento di una infrastruttura viaria e quindi da una minore sensibilità globale. Questa fase metodologica prevede l'impiego di tecniche di analisi spaziale di tipo *Cost Distance Modelling* grazie alle quali viene calcolato un *percorso a minimo impatto* che rappresenta il tracciato a più alta idoneità e quindi la collocazione ideale della nuova infrastruttura viaria e *un corridoio a minimo impatto,* costituito da tre fasce definite sulla base della sensibilità territoriale, che fornisce indicazioni per individuare eventuali varianti rispetto al tracciato ideale.

Validazione metodologica e risultati

In funzione degli obiettivi della ricerca si è scelto di analizzare un'area comprendente i perimetri amministrativi di 25 comuni appartenenti alle provincie di Ancona, Macerata e Perugia. La scelta dell'ambito di studio è stata fatta in ragione dell'appartenenza dei

comuni considerati alla sfera di influenza del progetto stradale denominato Pedemontana Fabriano-Muccia. Tale tracciato viario, che ha una lunghezza di 34,28 km e unisce i due centri omonimi, si inserisce in un più esteso piano di nuova infrastrutturazione denominato "Quadrilatero di Penetrazione Interna Marche-Umbria".
L'area oggetto di analisi è caratterizzata da due fasce collinari e montane, comprendenti circa la metà del territorio, sviluppate in parallelo, longitudinalmente, in direzione nord-sud dalle quali si irradia, seguendo uno schema a pettine, un complesso sistema di corsi d'acqua trasversali alle valli. Su tali fasce si individuano la quasi totalità delle zone boscate presenti nell'area in esame. Nelle aree meno acclivi sono presenti aree agricole eterogenee che si estendono fino alle quote più basse. Le aree basso collinari e di valle centrali e orientali sono caratterizzate prevalentemente da seminativi e da altri sistemi colturali complessi. Nelle stesse zone si sviluppano le aree urbanizzate più importanti (Fabriano, Cerreto d'Esi, Matelica, Castel Raimondo, Camerino). La particolare natura dei paesaggi fa sì che vi sia una importante concentrazione delle aree di protezione inquadrate all'interno del sistema Rete Natura 2000, insieme alla presenza di parte del Parco Nazionale dei Sibillini. In tale contesto il sistema insediativo si è sviluppato diffondendosi abbastanza uniformemente, su tutto il territorio senza sviluppare centri urbani di rilievo, tranne in pochissimi casi collocati perlopiù in zone di valle. La particolare organizzazione del sistema insediativo ha portato allo sviluppo di una rete, anche piuttosto fitta, di strade di collegamento locale, che costituisce il principale fattore di frammentazione dell' ambito di analisi.

La validazione della metodologia messa a punto sull'area in esame, durante la prima fase, ha portato ai seguenti risultati: l'analisi dell'Indice *di sensibilità ecologica (ISe)* ha messo in evidenza come le aree a maggiore sensibilità ecologica sono concentrate lungo le fasce collinari e montane collocate longitudinalmente all'interno dell'area di studio. Infatti la particolare morfologia di questi ambiti ha favorito la conservazione dei valori di tipo ecologico legati alla presenza di vegetazione naturale. Il progressivo passaggio a quote più ridotte comporta una riduzione dei valori di tale indicatore, dovuta alla maggiore antropizzazione propria dei contesti di pianura.

Il calcolo dell'*Indice di sensibilità morfologico strutturale (ISms)* ha dimostrato come le aree a diversa sensibilità morfologico strutturale all'inserimento di nuove infrastrutture viarie si distribuiscono in relazione alle condizioni clivometriche del territorio, assumendo valori maggiori in ambiti caratterizzati da pendenze più pronunciate, e progressivamente più ridotti al passaggio dai contesti montani a quelli di pianura.

Le aree a minore *sensibilità socio*-culturale (ISsc) all'inserimento di infrastrutture stradali sono risultate spazialmente collocate negli ambiti a più elevato sviluppo insediativo, sia per quanto riguarda l'ampiezza dei singoli agglomerati urbani, sia per quanto concerne la distribuzione sul territorio dei centri abitati.

I livelli di frammentazione territoriale più elevati, risultanti dal calcolo del*l'Indice di Sensibilità alla frammentazione (ISf),* si sono evidenziati in corrispondenza degli assi viari principali e dei centri più grandi. Al contrario le aree meno popolate e quelle in cui la densità delle infrastrutture viarie risulta minore, presentano un basso valore dell'indice di frammentazione.

I risultati relativi al calcolo *dell'Indice di Sensibilità Globale* (figura 1) hanno chiaramente evidenziato l'elevata sensibilità globale delle formazioni montuose e collinari che si sviluppano longitudinalmente all'area di studio. In queste aree l'elevata sensibilità ecologica e morfologico-strutturale determina condizioni di bassa idoneità all'inserimento delle infrastrutture. Nelle vallate centrali e nelle aree pedemontane

orientali il livello di sensibilità globale si attesta prevalentemente entro valori medio-bassi.

La validazione della seconda fase metodologica, con riferimento alle due località poste agli estremi del tracciato di progetto denominato Pedemontana Fabriano-Muccia, ha permesso di calcolare delle *accumulative cost distance*, impiegando il dataset relativo all'Indice di sensibilità globale come *cost surface*. Le superfici che si sono generate dal calcolo sono state utilizzate per quantificare i gradienti di impedenza in termini di sensibilità globale a partire dalle due località. Le informazioni così ottenute sono state utilizzate per calcolare il percorso a minima impedenza (*least cost path*) e il corridoio a minimo impatto (*least cost corridor*) caratterizzato da fasce di idoneità di larghezza differenziata.

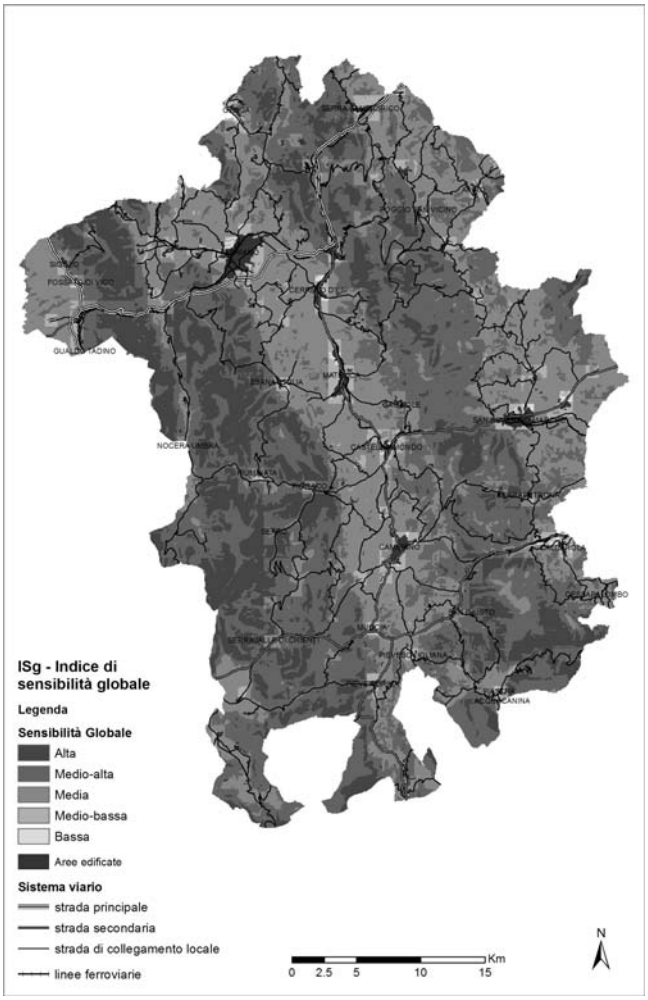


Figura 1: Indice di Sensibilità Globale calcolato per l'area Pedemontana.

I risultati sono stati successivamente confrontati con l'ipotesi di percorso definita dal tracciato di progetto (figura 2). Tale confronto ha evidenziato alcune differenze sostanziali, riassumibili attraverso la suddivisione del tracciato di progetto in 4 tratti. Da Nord a Sud si individua un primo tratto (di circa 4 Km) in cui emerge una sostanziale corrispondenza tra i due percorsi considerati; vi è poi un secondo tratto (circa 8 Km) in cui il tracciato si discosta in maniera netta sia dal percorso ideale che dalle fasce a maggiore idoneità andando ad attraversare aree a sensibilità più elevata. Nel terzo

tratto a sud di Matelica (circa 12 Km) il tracciato di progetto, pur mantenendosi a distanza rispetto all'ipotesi di collocazione ottimale rimane all'interno delle fasce a minor sensibilità. Nel quarto e ultimo tratto (circa 6 Km) che collega gli agglomerati urbani di Camerino e Muccia il tracciato di progetto ricalca maggiormente il percorso ideale anche se quest'ultimo appare più rettilineo.

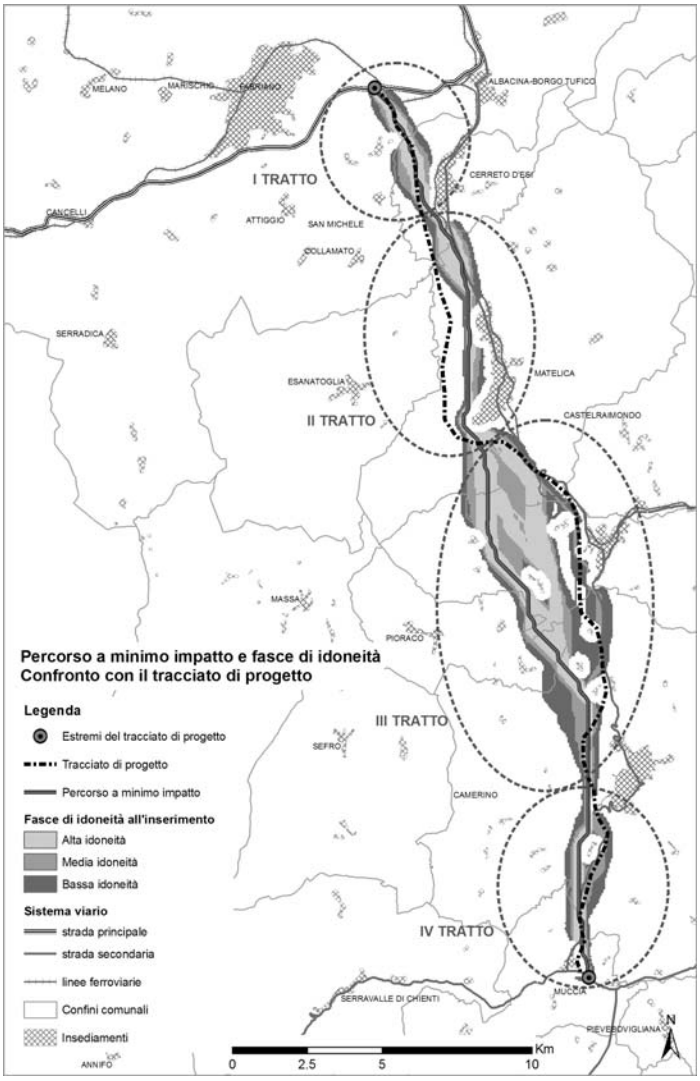


Figura 2: Individuazione del percorso a minimo impatto, delle fasce di idoneità e confronto con il tracciato di progetto

Considerazioni conclusive

La ricerca ha consentito di mettere a punto e sviluppare un percorso operativo in grado di definire la migliore allocazione sul territorio di nuove infrastrutture viarie, con particolare attenzione alla sostenibilità ecologica delle opere, vista anche nei termini della riduzione della frammentazione territoriale. La realizzazione della prima fase metodologica ha portato a calcolare per il territorio in esame un gradiente di compatibilità all'inserimento di nuove infrastrutture viarie; la realizzazione della seconda fase, partendo dall'analisi del tracciato di progetto denominato Pedemontana Fabriano-Muccia, ha permesso di valutare l'idoneità territoriale della sua realizzazione e di individuare un corridoio ottimale alternativo caratterizzato da fasce ad idoneità decrescente. Per individuare con precisione l'andamento del percorso viario,

internamente alle fasce valutate come idonee, è necessario approfondire l'analisi a scala di maggior dettaglio e con ulteriori elementi di valutazione legati agli specifici contesti in cui l'opera si dovrà collocare al fine di definire il tracciato finale.

Il percorso metodologico sviluppato nello studio ha dimostrando una notevole efficacia nel conseguimento degli obiettivi prefissati e rappresenta una base di riferimento operativa versatile e facilmente adattabile a più contesti di studio anche in relazione alle differenti tipologie di informazioni che si rendono disponibili.

Inoltre i risultati del lavoro offrono un contributo per incentivare l'utilizzo di metodi di valutazione della localizzazione ottimale delle infrastrutture viarie nella fase di pianificazione e progettazione delle stesse, percorso attualmente assente o ancora oggetto di sperimentazione in alcuni contesti territoriali circoscritti.

Riferimenti bibliografici

Bailey K. (2003), AMIS: *Development and Application of a GIS/Multicriteria Corridor Evaluation Methodology*, Map Asia Conference 2003.

Clementi A. (2002), (a cura di) *Interpretazioni di paesaggio* Convenzione Europea e innovazioni di metodo, Meltemi Editore, Roma.

Dal Sasso P. (2001), *Il Paesaggio e l'ambiente nella pianificazione del territorio rurale*, Ed. Grenzi, Foggia.

Di Fidio M. (1999), *Teoria e prassi delle reti ecologiche, dall'isolamento all'integrazione della difesa della natura*, Seminario di studio: *Le reti ecologiche, strategie di equipaggiamento paesistico e miglioramento ambientale*, Università di Firenze.

Di Ludovico D., Romano B. (2000), *The evalutation of environmental fragmentation using GIS tecniques*, PLANECO Newsletter n.5, Novembre 2000, Università dell'Aquila, DAU.

Dufek J. (2002), *Evaluation of present transport infrastructure from the viewpoint of the land use, landscape morphology and fragmentation impact*, 8° IENE meeting – session of presentations aprile 2002, Praia da Falèsia – Algarve, Portogallo.

Ingegnoli V., 2005 , *Manuale di ecologia del paesaggio*, Milano.

Morelli E. **(2005**), *Disegnare linee nel paesaggio. Metodologie di progettazione paesistica delle grandi infrastrutture viarie*, Firenze University Press.

Prasada Rao I., *et al.* (2003), *Information system for rural road network planning - a case study*, Map India Conference 2003, GISdevelopment.net.

Romano B. (2000), *Continuità ambientale, pianificare per il riassetto ecologico del territorio*, Andromeda Ed., Teramo.

Saaty, T.L. (1990). *Multicriteria Decision Making: The Analytic Hierarchy Process*, RWS Publications, Pittsburgh, PA.

Seiler A. (2001), *Ecological Effects of Roads,* Introductory Research Essay, Department of Conservation Biology, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.

Singleton P.H. *et al* **(2001)***, Using weighted distance and least-cost corridor analysis to evaluate regional-scale large carnivore habitat connectivity in Washington*, ICOET Proceedings.

T.E.R.N.A. S.p.A. **(2003)**, *Stato dell'arte sulla localizzazione delle linee elettriche*.

Tille M., Dumont A.G., (2003), *Methods of multicriteria decision analysis within the road projects like an element of the sustainability*, STRC III Conference Paper Session Decision support, Monte Verità, Ascona.
Trocmé M., ***et al*** **(2003)**, COST 341 - *Habitat Fragmentation due to Transportation Infrastructure*: *The European Review*, Office for official publications of the European Communities, Luxembourg.

SESSIONE 4

SISTEMI PAESISTICI IN EVOLUZIONE: TEORIE E PROSPETTIVE FUTURE

IL CONCETTO DI "*THE FITTEST VEGETATION*" COME SUPERAMENTO DEI CONCETTI DI 'CLIMAX' E 'VEGETAZIONE POTENZIALE' PER UNA *GOVERNANCE* DEL TERRITORIO ECOLOGICAMENTE CORRETTA.

V. Ingegnoli[1], E. Giglio Ingegnoli[2]

[1]CdL in Scienze Naturali, Università Statale di Milano. Dip. di Biologia. Via Celoria 26-20133 Milano. Email: v.ingegnoli@virgilio.it
2 Dip. di Biologia. Via Celoria 26- 20133 Milano. Email: v.ingegnoli@virgilio.it

---

The "fittest vegetation" new concept as a way for an ecologically correct governance of territory getting over the 'climax' and the 'potential vegetation' concepts.

Today a deeper care for the distribution, cover and ecological state of vegetation in a territory asks to all, scientists and technicians, a correct prevision of the vegetation properties and dynamics at a territorial scale, both following undisturbed development or after human activities. But the current scientific situation in vegetation science presents serious limitations, especially in landscape evaluation. Do not forget that the definition of life contains both biological systems *and* their environment. Therefore we deal with a living system composed by 'vegetation+its territory' forming the base of the biological organisation level named landscape. The attempt to evaluate present vegetation on the basis of its ecological distance from the potential vegetation is not correct: it implies the possibility that potential landscapes really exist, reduced to very few types of vegetation, sometimes only one or two. This is a projection of our mental scheme on the natural reality. On the basis of a theoretical revision of life organisation characters and basic transformation processes of ecological systems - following the main modern scientific paradigms - we proposed (Ingegnoli 2002, 2005; Ingegnoli e Pignatti, 2007) the new concept of *"the fittest vegetation".* It indicates the most suitable/suited vegetation in a certain defined place and in a limited period of time for the specific climate and geomorphic conditions and the history of the place itself, with the main range of incorporable disturbances (including man's) under natural or not natural conditions. This could be a great change of perspective to design new ecological plans.

Abstract

Oggi un'acuita sensibilità verso stato ecologico, distribuzione e copertura della vegetazione in un territorio richiede a scienziati e tecnici di prevederne proprietà e dinamiche a scala territoriale sia in condizioni di maggiore naturalità che dopo interventi antropici.

Ma la scienza delle vegetazione attuale presenta gravi limitazioni. Non si dimentichi che la definizione di Vita lega indissolubilmente ogni sistema biologico al suo proprio ambiente: così è anche per vegetazione+territorio a formare il paesaggio. Pertanto la dinamica della vegetazione non può essere compresa, né valutata, nè predetta al di fuori del sistema complesso adattativo 'paesaggio' di cui essa è, peraltro, la principale componente. Né può essere rapportata ad una 'vegetazione potenziale' che implicherebbe l'esistenza di 'paesaggi potenziali' magari con solo una o due associazioni secondo una sorta di ecologia virtuale: nessuna potenziale omogeneità può essere un modello per lo sviluppo di un paesaggio.

Partendo da una revisione teorica dei caratteri dello spettro biologico e dei processi base di trasformazione dei sistemi ecologici e seguendo i moderni paradigmi scientifici (Ingegnoli, 2002), si propone di superare il concetto di vegetazione potenziale attraverso quello nuovo di "the fittest vegetation" (la vegetazione più "calzante a pennello" - Ingegnoli 2002, 2005; Ingegnoli e Pignatti, 2007) che indica la vegetazione più "di successo": (a) alle specifiche condizioni climatiche, geomorfologiche e stazionali di un certo luogo definito, (b) in un limitato e definito periodo di tempo, in funzione (c) del principale range di disturbi incorporabili (naturali ed antropici) attuali e (d) della storia pregressa del luogo stesso (f) in condizioni naturali o non-naturali. Tale concetto, unito al principio che "…il comportamento di un sistema dipende non soltanto dai suoi elementi componenti, ma anche dal modo in cui essi sono assemblati e disposti…" (Principio Proprietà Emergenti) evidenzia un grande cambio di prospettiva anche nelle applicazioni.

La *governance* del territorio: problematiche generali

Il tema della *governance* del territorio richiama subito alcuni aspetti molto importanti:

(i) il soggetto cui si fa implicitamente riferimento è ovviamente l'uomo che, da un punto di vista ecologico, rappresenta una delle componenti ambientali ed è pertanto sottoposta, anche inconsciamente, alle Leggi che regolano il comportamento di tutte le entità viventi non solo singolarmente ma anche come elementi di un superiore sistema complesso adattativo;

(ii) l'oggetto è invece il territorio, il cui termine anche etimologicamente si riferisce ad una 'porzione di regione gestita' e quindi, più precisamente, ad un paesaggio (luogo principe della coevoluzione fra uomo e natura) gestito - o a parte di esso. Ma se un paesaggio è, come oramai sappiamo, un livello di organizzazione della vita, cioè un sistema complesso adattativo autoorganizzantesi, dinamico e dissipativo, un territorio è un oggetto 'delicato' da trattare, in quanto è una entità vivente;

(iii) l'azione che viene esaminata è quella della *governance*, termine formale per esprimere il governo nel senso dell'esercizio di autorità o dominio (Hazon, 1992). Termine quindi che implica una profonda responsabilità se si vogliono evitare gravi danni all'ambiente e si vuole, al contrario, indirizzare l'azione di governo in maniera coerente con quanto premesso ai punti (i) e (ii). Si sottolineano solo gli aspetti generici:

1. la necessità inderogabile della conoscenza delle Leggi biologiche fondamentali che regolano la vita in generale, ed il paesaggio in particolare (Ingegnoli, 2002; 2007), e di conseguenza
2. la necessità della comprensione del comportamento biologico delle principali componenti in gioco (uomo e vegetazione)(Ingegnoli, 2005b; 2006a,b,c);
3. la scelta di una adeguata scala temporale di programmazione, che dovrebbe fare riferimento ai tempi tecnici, di reazione delle componenti del territorio e non a quelli politico-amministrativi. Ultimo ma non meno importante
4. l'aspetto etico che dovrebbe controllare e guidare qualsiasi tipo di intervento o di programmazione sul territorio (Ingegnoli, 2002; Ingegnoli e Giglio, 2005).

In queste note si concentrerà l'attenzione sulla componente vegetale.

Il ruolo della vegetazione nella *governance* di un territorio

Oggi una maggiore sensibilità verso stato ecologico, distribuzione e copertura della vegetazione in un territorio richiede a scienziati e tecnici di prevederne proprietà e

dinamiche a scala territoriale sia in condizioni di maggiore naturalità che dopo interventi antropici. In effetti, il ruolo della vegetazione è primario, in quanto trasformando l'energia solare in energia utilizzabile anche dalle altre forme viventi è in grado di strutturare sia nello spazio che nel tempo un paesaggio. Ciò può avvenire anche in condizioni nelle quali essa è divenuta la componente di minoranza per estensione superficiale ma riesce a mantenersi vitale ed a svolgere almeno le sue funzioni principali in alcuni punti strategici. Esaminando nel dettaglio tale funzionalità della vegetazione in un territorio, è necessario ricordare le funzioni principali:

1) strutturazione verticale dello spazio: poco considerata dai botanici classici rispetto ai forestali, è invece fondamentale (secondo le caratteristiche proprie delle diverse cenosi naturali) sia per la corretta dinamica di rinnovamento della tessera, che per aumentare la stabilità fisica degli individui nel loro complesso (si pensi alle foreste di abeti spesso monostratificate e con portamento 'da interno' delle singole piante ed alla loro bassa resistenza a perturbazioni naturali), che per creare una corretta quantità e qualità di nicchie ecologiche per le diverse popolazioni animali;

2) strutturazione orizzontale dello spazio: la differente distribuzione degli individui sulla superficie della tessera -o della macchia di tessere- in esame a scala più di dettaglio, o la rispondenza della vegetazione a differenze nelle caratteristiche pedologiche, litologiche, morfologiche, di umidità o granulometria, etc. a scala territoriale, porta alla formazione di un mosaico di tessere -o macchie di tessere- riferibili ad una o più cenosi, che costituisce l'ecomosaico di base dell'ecotessuto;

3) mantenimento di un corretto grado di ordine/organizzazione e metastabilità: la vegetazione è in grado di attuare questa funzione a beneficio di tutto il sistema di cui è componente, in maniera differente in relazione sia al tipo di cenosi (e.g. foresta, bosco, canneto, prato,…), sia alle caratteristiche proprie della cenosi in esame (e.g. foresta di abeti rossi, foresta mista di caducifoglie con strato dominante di conifere, foresta di caducifoglie multistratificata a dominanza di…), sia al suo stadio di sviluppo (giovane, adulta, matura), allo stadio dinamico (e.g. rigenerazione, ricreazione, fluttuazione, …) che a quello di 'salute' (e.g. più o meno degradata) che infine alla storia pregressa della cenosi stessa e/o del sito sul quale è situata (e.g. foresta su ex coltivo o foresta ex cedua ora abbandonata). Il mantenimento si attua attraverso la dissipazione di energia che è quantificabile attraverso una apposita funzione formalizzabile matematicamente (Biopotenzialità territoriale BTC)(Ingegnoli, 1999; 2002; Ingegnoli e Giglio, 1999; 2005) dalla quale si ricava un indice di Metastabilità paesistica LM (Ingegnoli, 2002);

4) partecipazione a differenti apparati paesistici. La vegetazione, in funzione delle caratteristiche proprie di ciascun tipo di cenosi, risulta partecipare ad uno o più dei seguenti apparati paesistici (*sensu* Ingegnoli, 2002; Ingegnoli e Giglio, 2005): SOU= Sorgente (e.g. centro di espansione delle comunità o source ecologiche); RNT = Resistente (elementi con alta capacità di resistenza cioè con alta metastabilità, e.g. tipicamente le macchie di foresta matura, cioè ogni elemento formato da vegetazione ad alta BTC); RSL = Resiliente (elementi con alta capacità di recupero, e.g. gli elementi a bassa BTC come i prati e gli arbusteti); STB= Stabilizzatore (elementi con funzione di stabilizzazione prevalentemente fisica del territorio a scala più o meno puntuale); CON= Connettivo (elementi con una importante funzione connettiva nel mosaico, spesso a corridoio o a "stepping stones", necessari per connettere le principali aree naturali di un paesaggio o di una sua unità); ETN= Ecotonale (e.g. gli elementi che dividono in modo scalare tipi di paesaggi o di unità di paesaggio con forte contrasto come le fasce di vegetazione litorale, etc.); EXC= Escretore (rete di corridoi fluviali capaci di depurare i

cataboliti provenienti dal mosaico di base entro i corpi idrici); PRT = Protettivo (elementi in grado di proteggere altri elementi o parte del mosaico, e.g. siepi, parchi urbani, boschetti residuali, etc.); PRD= Produttivo (elementi con alta produzione di biomassa, e.g. seminativi, frutteti, pioppeti, etc.).

Non bisogna comunque dimenticare che tale multifunzionalità della vegetazione non sempre è in grado di attuarsi nella sua completezza. In altre parole, qualunque tessera di vegetazione pur potendo teoricamente svolgere più funzioni, a causa di problemi intrinseci legati al suo stato ecologico o alla estensione superficiale della macchia di tessere di cui fa parte, o per situazioni legate al contesto nel quale è inserita o per un non corretto rapporto forma-funzione, non è detto che possa 'attivarle' tutte. Questo è di fondamentale importanza nel momento in cui essa viene valutata all'interno di una progettazione o pianificazione ambientale o diventa oggetto di progettazione a diverse scale essa stessa.

Attuali limiti della scienza della vegetazione

La scienza delle vegetazione attuale presenta gravi limitazioni (Ingegnoli, 2002; Pignatti et al., 2002; Ingegnoli e Pignatti, 2007). Si ricordino, ad esempio: (a) il concetto di "vegetazione potenziale", che era stato coniato da Tüxen (1956) per cercare di rendere meno staccato dalla realtà il precedente concetto di vegetazione climax (Clements, 1907), quest'ultimo anteriore allo stesso concetto di ecosistema. Per vegetazione potenziale si intendeva "una astrazione ed una ricostruzione concettuali della vegetazione che si sarebbe stabilita se l'uomo fosse improvvisamente sparito: concetto basato sulle conoscenze correnti circa il potenziale della reale vegetazione esistente, le sue tendenze di sviluppo e le sue relazioni con il sito in oggetto" (Tüxen in Naveh e Liebermann, 1994). Tale concetto fu poi ammorbidito "…tenendo conto di eventuali fattori di disturbo, purché generalizzati…" (Pignatti, 1994); (b) il successivo tentativo di evitare di fare della "ecologia virtuale" con la proposta di Ellenberg (1974) del concetto di "vegetazione zonale", che peraltro, come sottolinea anche Pignatti (comm.verb.), perfino nei più ampi ecosistemi zonali (e.g. taiga) non consiste mai in una singola associazione.

In realtà, proprio negli anni Settanta del Novecento incominciava un grande cambiamento nei paradigmi scientifici, dovuto soprattutto ai lavori di von Bertalanaffy (1968) e di Prigogine (1977), che portava a sottolineare l'importanza dello studio della 'Teoria dei Sistemi' e della 'Termodinamica di non equilibrio', nonché del 'Principio delle Proprietà Emergenti'. In seguito, con la necessità di rivedere il concetto di successione ecologica e di trattare di sistemi complessi adattativi, veniva ad ampliarsi il concetto di vita, non più limitabile all'organismo individuo, ma estendibile ad una gerarchia di livelli di organizzazione biologica. In estrema sintesi, non si dimentichi infatti che la definizione di Vita lega indissolubilmente ogni sistema biologico al suo proprio ambiente: così è anche per vegetazione+territorio a formare il paesaggio. Pertanto la dinamica della vegetazione non può essere compresa, né valutata, nè predetta al di fuori del sistema complesso adattativo 'paesaggio' di cui essa è, peraltro, la componente principale. Né può essere rapportata ad una 'vegetazione potenziale' che implicherebbe l'esistenza di 'paesaggi potenziali', magari con solo una o due associazioni, secondo una sorta di ecologia virtuale: nessuna potenziale omogeneità può essere un modello per lo sviluppo di un paesaggio (fig.1 caso C)!

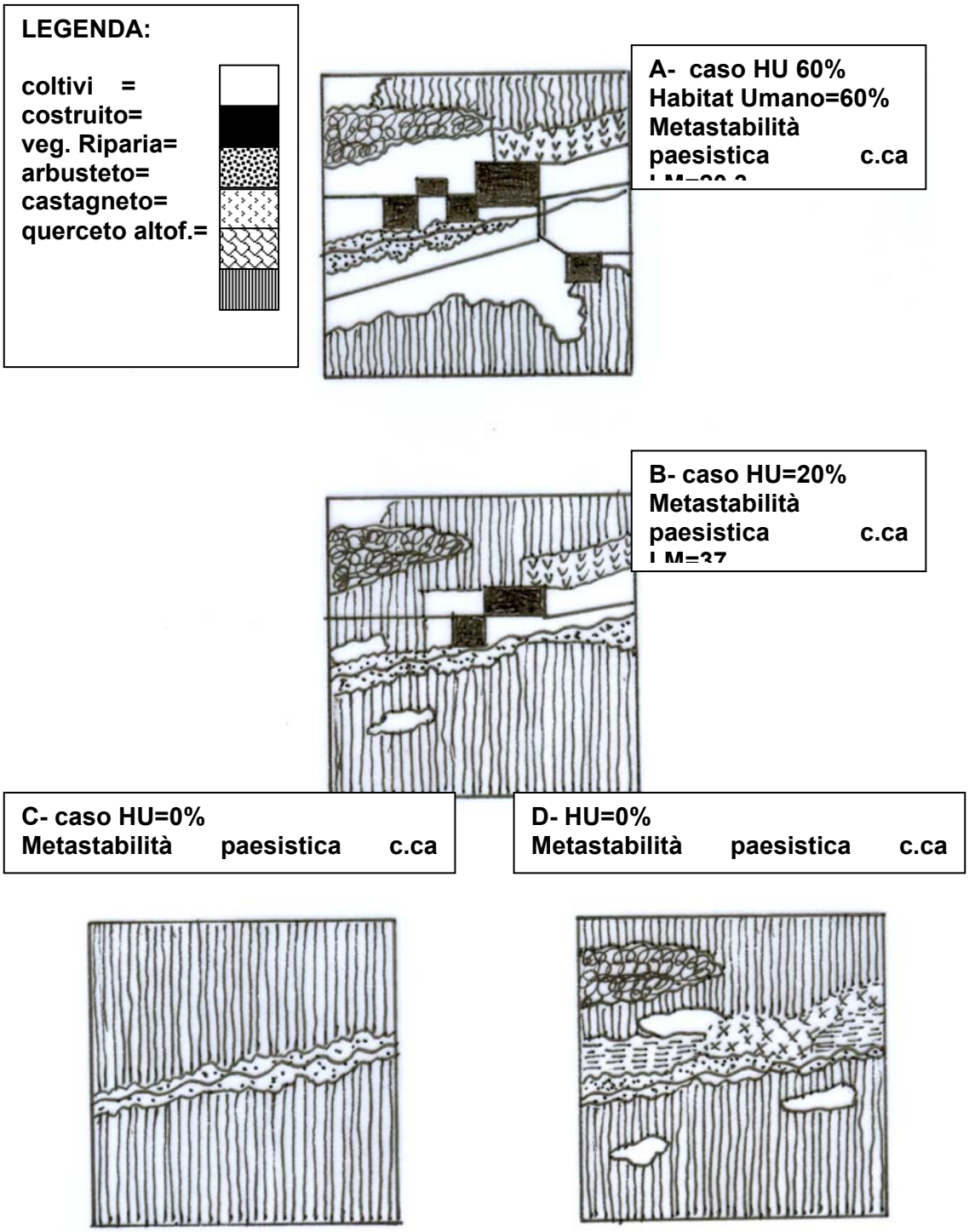


Fig. 1. La vegetazione potenziale dei casi in esame è mappata in C. Data l'omogeneità essa rappresenta un non-paesaggio. La realtà è infatti diversa, dato che una UdP si struttura *non* secondo le leggi semplicistiche delle componenti di base, ma secondo principi di sistema complesso (e.g. proprietà emergenti). Quindi la vegetazione di maggior successo ecologico (*the fittest vegetation*) di una UdP risulta più diversificata che nell'ipotesi C. Basti pensare che la metastabilità generale di una UdP (LM, *sensu* Ingegnoli, 2002) può raggiungere il suo massimo anche in presenza dell'uomo, almeno finchè i disturbi apportati risultano incorporabili.

Il concetto di "The fittest vegetation"

Partendo da una revisione teorica dei caratteri dello spettro biologico e dei processi base di trasformazione dei sistemi ecologici e seguendo i moderni paradigmi scientifici (Ingegnoli, 2002), si è proposto di superare il concetto di vegetazione potenziale attraverso quello nuovo di *"the fittest vegetation"* (in analogia col concetto di fitness darwiniana) che indica la vegetazione "di maggior successo ecologico-paesistico…": (a) alle specifiche condizioni climatiche, geomorfologiche e stazionali di un certo luogo definito, (b) in un limitato e definito periodo di tempo, in funzione (c) del principale range di disturbi incorporabili (naturali ed antropici) attuali e (d) della storia pregressa del luogo stesso (e) in condizioni naturali o non-naturali ed in relazione alle funzioni da svolgere (Ingegnoli 2002, 2005; Ingegnoli e Pignatti, 2007).

Implicazioni ed applicazioni

Il concetto di "the fittest vegetation", unito al principio che "…il comportamento di un sistema dipende non soltanto dai suoi elementi componenti, ma anche dal modo in cui essi sono assemblati e disposti…" (Principio Proprietà Emergenti) evidenzia un grande cambio di prospettiva anche nelle applicazioni.

Cerchiamo di sintetizzare *in primis* le principali implicazioni:

(i) si ribadisce che non è corretto valutare lo stato ecologico della vegetazione di una unità di paesaggio in riferimento alla vegetazione potenziale di tale unità. Infatti in assenza di un *range* di disturbi incorporabili un paesaggio non riesce a strutturarsi né a mantenersi;

(ii) le vegetazioni zonali anche senza disturbi antropici sono strutturate in un complesso di associazioni e la configurazione di tale complesso influisce sulla funzionalità del sistema;

(iii) per interazione fra diverse componenti di una stessa vegetazione zonale può avvenire un cambiamento lungo una linea di successione;

(iv) in un sistema complesso adattativo, la multifunzionalità non si esprime in tutti i suoi aspetti solo per la condizione che tale sistema può raggiungere (e.g la potenzialità della vegetazione). Al contrario, essa ha bisogno di un sistema di vincoli (i.e. *constraints*) per poter esprimere in pieno tutte le sue funzioni, data la complementarietà di molte di esse;

(v) bisogna recuperare il ruolo ecologico della vegetazione antropogena, almeno fintanto che essa non porti a disturbi fuori scala. Poter porre in giuoco tale recupero è di fondamentale importanza, se si vuole gestire il territorio anche nel senso della conservazione biologica, dato che molte specie naturali si sono coevolute in millenni di rapporti con le popolazioni umane;

(vi) la dinamica della vegetazione è da ristudiare, superando il riduzionismo ancora presente nella fitosociologia. E' necessario tener conto anche dei principi di ecologia del paesaggio (Ingegnoli, 2002; Ingegnoli e Pignatti, 2007), non solo dei principi inerenti le specie e le comunità vegetali;

(vii) il concetto di vegetazione primaria o secondaria perde gran parte del suo significato. La Teoria della termodinamica di non equilibrio e dell'Ordine attraver so fluttuazioni (cfr. Ingegnoli, 2002) non ammette infatti tali aspetti riduzionistici;

(viii) non è più possibile parlare di recupero e/o restauro di sistemi ecologici di vegetazione. Infatti il ritorno a condizioni quo ante è impensabile anche in periodi di tempo relativamente brevi e con l'allontanamento dei disturbi antropici.

Dal punto di vista più direttamente applicativo, si può fare ad esempio riferimento (a) alla necessità di costruzione di parchi urbani o (b) alla gestione di foreste in aree storicamente assai perturbate .

Nel primo caso (a) non è corretto fare riferimento alla vegetazione potenziale dell'unità di paesaggio in esame per il fatto che i cambiamenti climatici e pedologici locali sono talmente evidenti nei paesaggi urbani odierni da rendere una forzatura qualsiasi progettazione basata su un mitico climax potenziale. Inoltre, si ricorda che il ruolo di un parco urbano acquista oggi nuove funzioni ecologiche di estrema importanza, quali la necessità di contrasto dell'isola di calore, di attivazione di una rete ecologica locale, di aiuto ai problemi di salute degli abitanti, di rifugio di animali e vegetali in un deserto urbano, etc. Tali funzioni necessitano di appropriate componenti vegetazionali che comunque andrebbero a modificare ulteriormente il riferimento menzionato. Si dovrà dunque procedere per insiemi di associazioni o fitocenosi (in genere è corretto rifarsi alla/e Alleanza/e fitosociologica/e) con caratteristiche apparentemente adatte al nuovo tipo di ambiente, ben sapendo che comunque si formeranno ulteriori aggiustamenti e si creerà una vegetazione ad hoc. Più in concreto, nel progetto di un parco nella città di Milano non si dovrà prevedere di piantare specie pioniere della Serie che fa riferimento al *Querco-Carpinetum,* bensì più semplicemente specie dell'Alleanza del *Quercion robori-petreae* (alleanza cui appartengono *Phyteumati betonicifolii-Quercetum petreae* e *Pino-Quercetum roboris* con *Castanetum* e *Betuletum*) e/o del *Populion albae* in presenza di piccoli specchi d'acqua lasciando che esse stesse creino nuove cenosi ad hoc. Le betulle, che fino a pochi decenni fa erano adatte a Milano, oggi sono però in difficoltà a causa dell'isola di calore e relativo inquinamento.

Nel secondo caso (b) si osserva, di solito, che una parte della attuale vegetazione procede secondo una dinamica non del tutto prevedibile e con distribuzioni di ecotopi e tessere comunque diversi da quelli precedenti le fasi di perturbazione (che possono essere anche lunghe). Se rimboschimenti con dominanti alloctone dovranno essere riportati verso una naturalità autoctona, è difficile che si riformi una vegetazione *quo ante* (e poi: *quo ante* a che cosa e fino a quanto tempo fa?). Oppure, rimboschimenti con dominanti compatibili possono far emergere vegetazioni fitosociologicamente coerenti ma nuove per quella unità di paesaggio; in tal caso non si vede per quale motivo tentare di modificarle. E' sicuramente più importante evitare una gestione del paesaggio omogenea nei confronti dei boschi e adattare alle condizioni e alle esigenze eco-paesistiche locali anche questa *governance*.

Riferimenti bibliografici

AA.VV. (1992) – Il nuovo dizionario Hazon Garzanti Inglese-Italiano. Garzanti ed. s.p.a., Milano

Clements F.E. (1907) – Plant physiology and ecology. London.

Ellenberg H., (1974), *Zeigerwerte der Gefässpflanzen Mitteleuropas*. Scripta Geobotanica 9, Göttingen

Giglio E., Ingegnoli V. (2007) Proponing an empiric model of the behaviour of the main ecological functions of the human habitat (HH) in relation with the different types of landscapes (temperate regions). 25Years of Landscape Ecology: Scientific Principles in Practice. Proceedings of the 7 IALE World Congress, Part 2- Pp. 1043

Ingegnoli V., (1999), Definition and evaluation of the BTC (biological territorial capacity) as an indicator for landscape ecological studies on vegetation. In: Windhorst W., Enckell P.H. (eds) *Sustainable Landuse Management: The Challenge of Ecosystem Protection*. EcoSys: Beitrage zur Oekosystemforschung, Suppl Bd 28:109-118.
Ingegnoli V., Giglio E. (1999), Proposal of a synthetic indicator to control ecological dynamics at an ecological mosaic scale. Annali di Botanica LVII: 181-190.
Ingegnoli V. (2002) Landscape Ecology: A Widening Foundation. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York
Ingegnoli V. (2004) Criteri di progettazione, valutazione e controllo di un sistema di verde urbano: l'esempio del nuovo quartiere della Fiera di Milano. VA Valutazione Ambientale 06: 5-10
Ingegnoli V. (2005a) An innovative contribution of landscape ecology to vegetation science. *Israel Journal of Plant Sciences* Vol. 53: 155-166
Ingegnoli V. (2005b) La correlazione HU/BTC (habitat umano/capacità biologico-territoriale della vegetazione) per un modello di valutazione diagnostica delle trasformazioni del paesaggio. VA Valutazione Ambientale 07: 11-18
Ingegnoli V. (2006a) The study of vegetation for a diagnostical evaluation of agricultural landscape. Some examples from Lombardy. Annali di Botanica N.S. vol. VI: 111-120
Ingegnoli, V. (2006b) Criteri di valutazione diagnostica del Parco Reale di Monza secondo l'ecologia del paesaggio. In: LS Pelissetti (Ed) Il Parco della Villa Reale di Monza al bicentenario della fondazione. pp 29-48. Comune di Monza.
Ingegnoli V. (2006c) Analysis and diagnostic evaluation of the ecological state of forests in a changing environment, in accordance with landscape ecological criteria. in J Eichhorn (Ed) Forests in a changing Environment: results of 20 years ICP Forests Monitoring, pp. 112-113, Göttingen
Ingegnoli V. (2007) Ecologia del paesaggio. in S. Petruccioli (Ed) Scienza e Tecnica, vol. I Le Scienze della Vita. Pp. 335-343. Istituto Enciclopedia Italiana Treccani, Roma.
Ingegnoli V., Pignatti S. (2007) The impact of the widened Landscape Ecology on Vegetation Science: towards the new paradigm. Rendiconti Lincei Scenze Fisiche e Naturali, s.IX, vol.XVIII:89-122.
Ingegnoli V., Giglio E. (2005) Ecologia del paesaggio: manuale per conservare, gestire e pianificare l'ambiente. pp.704. Simone Edizioni-Esse Libri, Napoli
Naveh Z., Lieberman A. (1994), *Landscape Ecology: theory and application*. Springer-Verlag New York, Inc.
Pignatti A. 1994 – Ecologia del paesaggio. UTET Torino
Pignatti S., Box E.O., Fujiwara K., (2002) A new paradigm for the XXIth Century. Annali di Botanica vol II:31-58.
Prigogine I., Nicolis G. (1977), *Self-organization in non-equilibrium systems: from dissipative structures to order through fluctuations.* Wiley, New York
Tüxen R. (1956) Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationkartierung. Angew. Pflanzensoziologie Stolzenau/Weser13:5-42
Von Bertalanffy L., (1968) General System theory, Foundations, Development and Applications. George Braziller New York

PIANO DI RECUPERO AMBIENTALE ALPE CERMÌS: PROCESSO E PROCEDURA

C. Micheletti[1] e L. Ponticelli[1]

[1]A2studio srl_ progetti e ricerche per il paesaggio alpino
via E. Conci n. 74, I-38100 Trento e-mail: a2.studio@awn.it

The environmental recovery plan of the Alpe Cermis: process and procedure
The environmental recovery plan of the Alpe Cermìs (Val di Fiemme, Trentino), is an experience of concerted planning between public and private, applied to a territory with strong tourist vocation and high environmental value. The plan, drawn up in 1999-2000, had as main objective the environmental recovery of a vast alpine landscape where is situated the Ski resort of the Alpe. Today, ten years later, it is possible to assess critically the concrete and formal outcomes of the choises concerning landscape and environment, concentrated on the examination of complex interactions between natural habitat and human habitat and on the control of their development processes. It is therefore proposed a final balance – from an evolutionary point of view – of an experience completed as regards the application of the forecasts planning and a check of the response of the ecological processes.

Abstract
Il piano di recupero ambientale dell'Alpe Cermìs (Val di Fiemme, Trentino), è un'esperienza di pianificazione concertata tra soggetti pubblici e privati, applicata ad un territorio a forte vocazione turistica e di grande pregio ambientale. Il piano, elaborato nel 1999-2000, aveva come obiettivo principale il recupero ambientale di un vasto paesaggio alpino interessato dalla stazione sciistica dell'Alpe Cermìs, divenuta celebre agli occhi del mondo l'anno precedente, per la tragedia causata dalla manovra scellerata di un aereo militare statunitense. La stazione sciistica, la cui origine è datata 1965, rappresenta un caso esemplare di insediamento turistico in quota e di tutte le problematiche di tipo ambientale e paesaggistico ad esso connesse, oltre ad essere l'unico luogo antropizzato all'interno di una vastissima area naturale ancora selvaggia - la catena montuosa del Lagorai – che costituisce la parte orientale della piattaforma porfirica atesina, la più ampia area porfirica d'Europa (circa 4.000 km²). Il paesaggio, integro e solenne, è sottoposto a vincolo di tutela europeo (ZPS direttiva 79/409/CEE).
Oggi, a dieci anni di distanza, è possibile valutare in maniera critica gli esiti concreti, anche formali, delle scelte di indirizzo paesaggistico ed ambientale, concentratesi sull'esame del complesso di interazioni fra habitat naturale e habitat umano e sul controllo dei loro processi di sviluppo.
Si propone pertanto un bilancio – in un'ottica evolutiva - di un'esperienza giunta a conclusione per quanto riguarda l'applicazione delle previsioni pianificatorie ed una verifica della risposta adattiva dei processi di tipo ecologico.

Inquadramento

L'Alpe del Cermis, importante stazione turistica dedicata allo sci alpino, si trova in Val di Fiemme (Trentino orientale- Italia), nei pressi dell'abitato di Cavalese (1000 m/slm).

Dal punto di vista economico la realizzazione della stazione sciistica ha assunto un ruolo indubbiamente rilevante per Cavalese, che fino a quel momento presentava una stagione turistica prevalentemente estiva, avendo introdotto la stagione invernale e potenziato il comparto turistico in generale.

Da punto di vista paesaggistico l'origine glaciale della valle e l'azione accumulatrice del torrente Avisio hanno contrassegnato in modo significativo il paesaggio, determinando la morfologia dei fianchi, l'ampiezza della valle e più in generale il sistema insediativo. Le macro unità della valle sono sostanzialmente tre: il versante destro antropizzato, il fondovalle ancora agricolo ed il versante sinistro più naturale.

Il versante destro è caratterizzato da una serie di ampi terrazzamenti agricoli e prativi più o meno pianeggianti, solcati da alcuni rivi, che hanno in parte determinato le divisioni tra i territori dei vari paesi. La migliore esposizione e la facile accessibilità dei luoghi hanno largamente favorito l'insediamento umano su questo versante, fin dai tempi più lontani. Sul versante sinistro predominano invece le zone riservate al pascolo ed alla selvicoltura, fino a quote relativamente basse a causa dello scarso soleggiamento.

La stazione dell'Alpe Cermis, posta sul versante sinistro della valle (pendici settentrionali della catena montuosa del Lagorai), costituisce l'unica infrastruttura turistica all'interno di una vasta area naturale. La presenza umana nella stagione invernale è concentrata e ben delimitata; durante la stagione estiva gli impianti di risalita rappresentano l'unica facilitazione per l'accesso al Lagorai, alternativa all'accesso carrabile attraverso il passo del Manghen. La presenza degli escursionisti (generalmente esperti), abbraccia un territorio ben più vasto, ma è comunque sempre circoscritta a causa delle scarse dotazioni (rifugi e bivacchi) presenti.

Lo stato dell'ambiente

Il paesaggio della catena del Lagorai può essere schematizzato da *patches* tridimensionali definite dall'intersezione fra la geo-morfologia caratteristica ed i tipi di copertura del suolo (acque interne 1%, brughiere, boscaglie 15%, praterie alpine e subalpine 44%, foreste di conifere 10%, habitat rocciosi-detriti 30%).

La facies geologica della catena si presenta piuttosto uniforme, dominata dalle formazioni dei porfidi quarziferi grigi e rossi. Buona importanza assumono tuttavia i depositi morenici, che costituiscono il substrato di gran parte dei pascoli sui terrazzamenti laterali, della fascia boscata basale e del pascolo nelle vallecole secondarie. Il Lagorai costituisce dal punto di vista geologico un inscindibile *unicum* con i gruppi dolomitici (Latemar, Sciliar, Catinaccio, Sassolungo, Sella, Pale di S.Martino), in quanto rappresenta la parte affiorante dell'ampia piattaforma porfirica su cui poggiano le stratificazioni carbonatiche.

Il numero e la dimensione delle *patches* varia sensibilmente a seconda se ci si trova sopra o sotto il limite della vegetazione arborea poiché i soprassuoli sono ricompresi nelle due fasce altitudinali corrispondenti alle zone climatiche poste lungo questo limite: la fascia alpica e la fascia boreale. Alla prima, costituita da un susseguirsi di crinali e vette, corrispondono le praterie primarie e le varie associazioni vegetali che interessano rupi e detriti, molte delle quali endemiche ed alcune esclusive. A questa quota, l'unica attività umana presente è quella tradizionalmente connessa con l'alpeggio. Vi sono anche notevoli rarità floristiche e l'area è di rilevante interesse faunistico per la presenza e la riproduzione di specie in via di estinzione.

I caratteri delle biomasse determinano invece i fattori prevalenti della fascia boreale, anche per quanto riguarda gli aspetti visivi. I soprassuoli costituiscono l'elemento predominante e connettivo delle varie parti del territorio, oltre che per gli aspetti silvo-pastorali, anche per quelli cromatici e percettivi della zona. La copertura vegetale varia ovviamente in funzione della quota: al di sotto dei 2000 metri, essa è caratterizzata per la maggior parte da distese boscate a chiazze omogenee interrotte da sporadiche radure (*campigoi*) utilizzate in passato come aree d'alpeggio e zone forestali con taglio a raso.

La superficie boscata è rappresentata esclusivamente da fustaie di resinose dove netta è la prevalenza dell'abete rosso (80%), con abete bianco (5%), larice (7%), pino cembro (6%), e pino silvestre (2%). Fustaie di abete rosso, praticamente pure, dominano in tutto il complesso in sinistra Avisio. L'abete bianco, completamente assente su vaste zone, si mescola all'abete rosso in discreta percentuale in una fascia decorrente sui 1300-1400 m, mentre nella fascia altitudinale inferiore, in mescolanza allo abete rosso, si trovano il larice ed il pino silvestre. La frequenza di queste due ultime specie è varia; il primo sporadico un po' ovunque, si addensa soprattutto sotto i pascoli e segaboli; il secondo solo nei terreni più sassosi, superficiali ed asciutti. Il pino cembro (da cui il toponimo *Cermìs*), per quanto riguarda il complesso del Lagorai, si riscontra prevalentemente alle quote medie superiori dove diviene dominante in consociazione allo abete rosso, mentre verso le zone cacuminali questo cede il posto al larice.

La catena montuosa del Lagorai (sup. tot. 800 km² circa), grazie anche all'assenza di strade e la generale difficoltà di accesso, presenta un ambiente pressoché intatto ad elevata naturalità e per questo motivo è stata sottoposta a vincolo di tutela europeo (ZPS direttiva 79/409/CEE IT3120097 sup. 378 km²)

L'area sciistica dell'Alpe Cermis è inserita nella fascia centrale della catena del Lagorai. Essa è compresa longitudinalmente tra la Valle del Lagorai, che scende dal Monte Stelle della Sute (2616 m), e la Valle della Roda che scende dal Cimon del Tò della Trappola (2401 m). La stazione si sviluppa in altezza tra gli 850 m/slm (fondovalle Avisio - arrivo della pista Olimpia III) e i 2250 m/slm (cima Paion – arrivo seggiovie), con circa 22 km di piste servite da impianti ad agganciamento automatico.

Evoluzione dell'insediamento

Cavalese e l'Alpe Cermis costituiscono, fin dalla nascita della stazione sciistica, un sistema turistico unitario ed interdipendente che ha conosciuto varie tappe di sviluppo.

La prima corrisponde alla realizzazione della stazione in quota, costruita a partire dal 1965, con la funivia di collegamento Cavalese-Cermis e lo sviluppo di parte dell'insediamento a monte: un albergo ed il villaggio (20 chalets). Quest'ultimo, completato verso la metà degli anni '70 (altri 15 chalets) costituisce, insieme ad un secondo albergo, al rifugio in quota e ed al punto di ristoro presso la fermata intermedia (Doss dei Laresi) la stazione sciistica vera e propria. Parallelamente a ciò furono realizzati i primi impianti di risalita (seggiovia Lagorai e skilift Costabella) che costituirono la prima infrastrutturazione del sistema sciistico vero e proprio.

Tra la metà degli anni ’60 e l’inizio degli anni ’70 il numero delle piste, con relativi impianti di risalita, venne decisamente incrementato fino quasi a raggiungere l’estensione attuale. Da allora non vi sono state sostanziali modifiche all’impianto

insediativo originale (rifugio, alberghi e chalets), mentre sono state costanti le modifiche funzionali e tecniche agli impianti di risalita ed alle piste da discesa.

Di seguito a questa fase, che potremmo definire storica, ve ne fu una seconda, corrispondente al periodo 1980-1995 che portò al potenziamento delle infrastrutture impiantistiche con il rafforzamento della dorsale di arroccamento tra il Doss dei Laresi e il Paion del Cermis, grazie ad un nuovo impianto (seggiovia Olimpia) ed al rinnovamento di un secondo (seggiovia Costabella). Dal punto di vista urbanistico questa seconda fase ha comportato la conferma del ruolo centrale costituito dalla stazione funiviaria intermedia (Doss dei Laresi) e dall'inserimento di previsioni di potenziamento di uno snodo infrastrutturale (Campigol del Pel).

La terza fase corrisponde alla ricostruzione dell'impianto funiviario, abbattuto da un aereo militare statunitense il 3 febbraio 1998, con la nuova cabinovia ad agganciamento automatico che ribadì Cavalese come punto di accesso alla stazione scistica, confermando sostanzialmente il sistema precedente e rafforzando il ruolo di nodo scambiatore del Doss dei Laresi. La configurazione della stazione sciistica rimase basata su una dorsale di arroccamento in due tronchi: il primo da Cavalese al Doss dei Laresi; il secondo dal Doss dei Laresi fino all'Alpe vera e propria.

Questa fu la situazione che la pianificazione si trovò ad affrontare. L'idea del piano di recupero ambientale fu dunque quella di coordinare e guidare le successive inevitabili trasformazioni, convertendo il forzato rinnovamento impiantistico in un'occasione di riqualificazione complessiva del territorio, sia in chiave paesaggistica che ecologica.

L'ultima fase, coincidente con il quinquennio 2002-2007, è rappresentata dal rinnovamento del tratto sommitale della linea di arroccamento, con la sostituzione della obsoleta funivia Doss dei Laresi-Cermìs con una nuova telecabina ad ammorsamento automatico, e dal potenziamento di un distretto periferico con un nuovo impianto (seggiovia Prafiorì) e due piste rinnovate (Prafiorì e Salera). Per quanto riguarda invece il sistema ricettivo si sono registrati importanti passi in avanti, con la ristrutturazione di due edifici su tre (un albergo ed un rifugio) nella zona a monte, mentre rimagono ancora da completare gli interventi previsti per la zona a valle.

Obiettivi e contenuti del piano

Il Piano di Recupero Ambientale dell'Alpe Cermìs, nacque come piano di riqualificazione assimilato dal P.R.G. di Cavalese ad un piano attuativo a fini generali.

Il suo obiettivo fu duplice: da un lato riequilibrare le dotazioni infrastrutturali ed impiantistiche - con l'inserimento delle necessarie integrazioni funzionali richieste per la gestione e l'esercizio di una moderna stazione sciistica – e dall'altro recuperare dal punto di vista ambientale e paesaggistico l'intera montagna. Queste finalità, non facilmente temperabili, furono perseguite mettendo a punto un processo di riqualificazione paesaggistica e ambientale affidato non solamente ai vincoli passivi, ma attuato attraverso la valorizzazione turistica e ricreativa di tutta l'area vasta compresa tra Cavalese e l'Alpe Cermìs. In questo senso, la stessa costruzione del nuovo impianto imposta dal tragico evento del 3 febbraio 1998, diventò lo stimolo per una revisione complessiva degli obiettivi e delle direttive che erano state seguite fino ad allora, portando decisamente in primo piano la necessità di adottare un nuovo modello di sviluppo turistico. Assunse quindi importanza strategica concepire in modo diverso l'intero sistema infrastrutturale. Il nuovo impianto divenne fondamentale non solo dal punto di vista quantitativo (turistico ed economico), ma soprattutto dal punto di vista qualitativo (come occasione di rispetto del paesaggio e

corretto rapporto con l'ambiente), rappresentando il segno distintivo con cui la stessa società funiviaria si sarebbe presentata al pubblico negli anni seguenti, conseguendo anche l'obiettivo della certificazione ambientale (UNI EN ISO 14001: 2004). Il rispetto dell'ambiente divenne pertanto occasione di rinnovamento dell'immagine del Cermìs, presentando caratteri di unitarietà e organicità non solo rispetto agli impianti di risalita ma anche in riferimento all'intero territorio.
In tal senso due furono le scelte di piano fondamentali:

- utilizzo della cabinovia quale unica infrastruttura di collegamento con l'Alpe:
(effetti: chiusura della strada di accesso alla stazione intermedia; smantellamento del parcheggio di arroccamento e ripristino della superficie a pascolo; realizzazione di un nuovo parcheggio scambiatore in fondovalle in fregio alla strada provinciale e sistemazione paesaggistica del contesto)
- razionalizzazione del sistema piste-impianti senza potenziamento:
(effetti: gli impianti di risalita vengono rimodernati, ricollocati e ridotti nel numero; le piste vengono ampliate ma riconfigurate in relazione alla morfologia del suolo)

Processo e procedura

Dal punto di vista culturale, il piano si mosse nello spazio intermedio che separa e distingue il concetto di "processo" da quello di "procedura". In termini molto sintetici, l'esperienza consistette essenzialmente nella ricerca di un vincolo di coerenza fra la capacità di procedere attraverso successivi adattamenti contestuali (il "processo") ed il procedere secondo una consequenzialità che - una volta condivisa - diventa "obbligata" (la "procedura"). Nel primo caso l'obiettivo fu garantire al piano la flessibilità necessaria ad aderire meglio ad un contesto ambientalmente ed economicamente dinamico (con il fine ultimo di mantere fede all'idea di territorio che ne sta alla base); nel secondo, lo scopo fu assicurare al piano un valore regolativo e cogente, fondamentale per dare un corso efficace alle scelte.

In altre parole, il nodo centrale del piano fu cercare di stabilire – in questo specifico contesto - come consolidare il contenuto degli accordi sul piano della "governance" e come renderli più pregnanti ed efficaci sul piano tecnico-operativo.

Pianificazione concertata

La concertazione del piano, lungi dall'essere semplice negoziazione tra le parti, è stata posta - in primo luogo – come un problema di metodo.

Il piano puntò su una strategia di sviluppo fortemente condivisa, per garantire nel lungo periodo un effettivo governo del territorio. Da questa visione strategica si fecero derivare coerentemente le politiche di "governance", primariamente quelle territoriali, urbanistiche e d'investimento. Tale scopo venne perseguito attraverso un approccio dialogico alle scelte, in cui furono rappresentati fin dal principio tutti gli interessi coinvolti compresi quelli prioritari dell'ambiente.

A tal proposito va tenuta presente la rilevanza economica della società degli impianti a fune per l'intera valle, sia in termini di occupazione che di indotto, tanto da rappresentare costantemente un elemento di confronto politico-amministrativo sul futuro del territorio. Non deve stupire quindi il fatto che il P.R.A. sia stato inizialmente sviluppato dalla società Funivie Alpe Cermis e successivamente sia stato rivisto e completato a cura del Comune di Cavalese.

Procedure di applicazione

Il piano delineò quindi l'assetto urbanistico ed ambientale dell'intero territorio dell'Alpe e venne rigorosamente attuato sia in virtù della condivisione degli obiettivi che del suo valore di cogenza normativa.

La natura attuativa del piano ed il suo valore regolativo furono importanti anche per un diverso aspetto: permisero di specificare e precisare da vicino le destinazioni d'uso del suolo entrando nel merito del loro significato, sia dal punto di vista ecologico sia del loro assetto formale. In questo modo il piano si avvicinò molto ad un vero e proprio progetto paesaggistico di riassetto del territorio, in grado di tracciare uno scenario di sviluppo cui venne associata una precisa immagine territoriale.

Flessibilità

La pianificazione d'area vasta relativa, come in questo caso, ad un luogo fortemente naturale interessato da un insediamento fortemente infrastrutturato non può non tenere conto della notevole dinamicità che caratterizza contemporaneamente la "natura" e l'"infrastruttura". Contrariamente a quanto può avvenire negli insediamenti di tipo prevalentemente residenziale, o nei territori poco o per nulla antropizzati, dove le dinamiche sono assai più conservative ed appaiono poco perturbabili da circostanze esterne, nel nostro caso la strategia pianificatoria dovette ammettere un certo grado di flessibilità negli interventi specifici, pur garantendo la coerenza dell'insieme.

La flessibilità venne assicurata sul piano operativo demandando ai singoli progetti la localizzazione precisa, il dimensionamento esatto, il rispetto delle norme di settore (forestali, ambientali, paesaggistiche, urbanistiche, edilizie, ecc.). Sul piano normativo la revisione del P.R.A avvenne tramite un atto amministrativo del Comune.

La coerenza delle modifiche all'originario disegno generale venne assicurata tramite un sistema di valutazione ex-ante, basato su un sostanziale aggiornamento dei dati di riferimento (ambientali, socio-economici, normativi) e su una auto-valutazione del processo tecnico.

Valutazione ex-post

Fondamentale per il successo della pianificazione è stata da un canto la capacità dell'Amministrazione Pubblica di porsi quale autorevole controparte rispetto agli (elevati) interessi economici di impresa e d'altra canto la sensibilità della Società che ha dimostrato di sapere comprendere gli obiettivi comuni (paesaggistici ed ambientali). Ciò ha permesso di elaborare una strategia di interesse collettivo senza il timore di concertare le scelte con il Privato.

Tuttavia l'esito di questa esperienza di "governance" dipende anche da una serie di condizioni, alcune di carattere culturale ed altre di legate alla territorialità dell'impresa, che hanno indubbiamente favorito un risultato complessivamente positivo.

Culturalmente assume grande importanza la coesione della comunità locale dovuta al forte radicamento ed al senso di responsabilità nei confronti del proprio territorio: è significativo infatti che la proprietà dei suoli e dei soprassuoli dell'Alpe Cermìs (come di gran parte delle aree montane e boschive della valle) sia della Magnifica Comunità di Fiemme, istituzione che rappresenta i "vicini", ossia tutti residenti nella comunità, e che fin dall'alto medioevo amministra autonomamente le risorse del territorio.

Per contro la Società che gestisce gli impianti è costituita in maggioranza da imprenditori locali, le cui attività sono quasi tutte presenti nel territorio della valle e che quindi condividono le "sorti" sociali ed economiche dell'intero comprensorio. Questa condizione indusse l'impresa a mettersi in gioco pur avendo interessi particolari potenzialmente confliggenti con gli interessi generali.

Interazioni tra habitat naturale ed habitat umano

Dal punto di vista ecologico, la principale problematica che il piano si è trovato ad affrontare è stata quella di evitare o limitare il più possibile la frammentazione ambientale, principale minaccia per la biodiversità, ponendo una particolare attenzione alle zone ecotonali. In sostanza il piano ha cercato di operare scelte ed adottare misure specifiche per contenere tutte le situazioni di interferenza ed i processi di disturbo di origine antropica, soprattutto per quanto riguarda la fase più invasiva dell'attuazione delle previsioni e cioè la fase di cantiere e costruzione.

Risorse naturali

Suoli

Gli elementi pedologici rilevanti risultano parzialmente modificati in corrispondenza delle aree di pista, interessate anche da alterazioni morfologiche del profilo naturale del terreno. Tuttavia le misure di mitigazione adottate in fase esecutiva (ingegneria naturalistica) hanno permesso di contenere gli effetti complessivi, che restano in ogni caso localizzati.

Acqua

I fattori idrografici interessati dal sistema piste-impianti quali i rivi e le sorgenti sono tutti ben identificati soprattutto rispetto alle conseguenze ambientali inerenti le trasformazioni previste. Nel complesso i torrenti e i loro deflussi risultano del tutto indifferenti rispetto alle opere anche in condizioni di precipitazioni eccezionali. I fattori di rischio connessi alle fasi di cantiere sono stati controllati con opportune misure di cautela. Per quanto riguarda le acque reflue degli insediamenti residenziali è stato realizzato un unico collettore collegato con il depuratore in fondovalle.

Il tema dell'innevamento artificiale merita un accenno specifico. Sono stati previsti due bacini artificiali di accumulo con prelevamento dal fondovalle (subalveo Avisio) tramite condotta. In questo modo è stato salvaguardato l'equlibrio idrogeologico dei versanti. Va inoltre ricordato che l'innevamento è possibile tramite nebulizzazione di acqua in presenza di basse temperature esterne ed è assolutamente escluso l'utilizzo di additivi.

Soprassuoli

Per quanto riguarda invece i boschi, si nota come la fitocenosi più significativa (Oxali-picetum) venga interessata dal taglio raso di alberi ad alto fusto per la realizzazione del sistema piste-impianti. Tuttavia bisogna tener presente che la superficie boscata coinvolta dal taglio è generalmente una quantità trascurabile in termini percentuali rispetto all'intera fitocenosi presente sul versante. Le superfici interessate dal taglio sono state ampiamente compensate dalle superfici rimboschite, grazie allo smantellamento degli impianti e delle piste dismesse, oltre alla eliminazione di quasi tutte le linee elettriche aeree. Inoltre l'ottimizzazione dei sistemi di risalita ha ridotto la preesistente dispersione delle infrastrutture sul territorio, costituendo un miglioramento per quanto riguarda il riequilibrio e la rinaturazione dei soprassuoli dell'intero comparto.

Fauna

Le modifiche al sistema infrastrutturale non hanno sottratto habitat aumentando nel contempo i corridoi di collegamento. E' da notare che non si rilevano significative interferenze nel rapporto uomo-fauna in considerazione che il picco di presenza umana si registra solo nella stagione invernale. Nella stagione estiva, la presenza umana rarefatta legata ad attività tradizionali (alpeggio, silvicoltura) nonché la modesta presenza turistica, non costituiscono elementi di perturbazione significativa.

Risorse paesaggistiche

Aspetti morfologici

La realizzazione e sistemazione delle piste da sci, anche per effetto delle normative di settore, ha comportato una indubbia modificazione della morfologia dei luoghi. Queste alterazioni, che interessano il 15% della superficie totale del P.R.A., sono solo parzialmente mitigabili tramite l'adozione di una serie di accorgimenti progettuali ed esecutivi (raccordo con i piani di campagna esistenti, riduzione delle rampe a monte e a valle, ecc.).

Aspetti percettivi

Il complesso infrastrutturale legato alla stazione sciistica (sistema piste-impianti e insediamento turistico) ha comportato una alterazione dell'aspetto dei luoghi. Anche questi elementi artificiali sono parzialmente integrabili tramite l'adozione di una serie di accorgimenti progettuali ed esecutivi (andamento curvilineo dei tagli della superficie boscata, mascheramento delle opere di riporto, interramento dei manufatti tecnici, riduzione dei manufatti artificiali, ecc.).

Aspetti insediativi

La razionalizzazione e la concentrazione del sistema dei flussi in corrispondenza delle strutture ricettive ha indotto ricadute positive su una generale riqualificazione architettonica dell'intera stazione.

Conclusioni

A dieci anni dalla approvazione del P.R.A ed a 5 da una sua parziale revisione è possibile valutare gli esiti di un processo di "governance" che ha sostanzialmente compiuto il suo percorso.

L'esperienza ha messo in evidenza alcuni effetti positivi generati dalla "contaminazione" delle discipline di pianificazione territoriale con le discipline ambientali.

Dal punto di vista del metodo è stato utile mutuare concetti dall'uno all'altro ambito disciplinare: la nozione di "processo" (dall'ecologia al governo del territorio); quella di "procedura" (dalla pianificazione per la tutela del paesaggio alla progettazione delle modificazioni dell'ambiente). Dal punto di vista della pianificazione si è rivelata fondamentale la flessibilità e l'adattabilità alla dinamicità dei processi ed infine dal punto di vista dell'ambiente risulta importante una regolazione forte per intervenire puntualmente e in stretta dipendenza della struttura specifica degli ambiti e degli spazi

NATURA NATURANS? IMPLICAZIONI ED EFFETTI DELLA NUOVA WILDERNESS URBANA SULLA GOVERNANCE DEI PAESAGGI CONTEMPORANEI

A. Migliaccio

CdL UPTA – Università degli Studi di Napoli Federico II
Via IV Novembre 32 – 80076 Lacco Ameno (NA). e-mail: anna.migliaccio@gmx.net

---

***Natura Naturans*? Implications and effects of the new urban *wilderness* on the *governance* of contemporary landscapes**

In Germany, since the 1970s, spontaneous natural processes that develop within cities have been the object of a new field of study: Stadtökologie (Kowarik 1992, 2004; Sukopp 2005,). Nowadays, after more than a quarter of a century of surveys of urban biotopes, we have become aware that nature can exist even inside densely inhabited and built-up areas. The concept of (urban) nature is, however, a cultural construct that varies greatly according to the context and orientation of the user of the term (Deléange 1994; Trepl 1998). For most citizens is difficult to associate the new urban wilderness with what is normally perceived as "true nature". The present work focuses on the concept of new urban wilderness, its ambivalences and on the risk of new polarizations.

Abstract

In Germania, i rappresentanti della *Stadtökologie* (cfr. Sukopp 2005) hanno evidenziato da tempo la presenza di una nuova *wilderness* urbana, che si sviluppa negli spazi aperti abbandonati, ai margini delle reti infrastrutturali, o che invade i paesaggi storici colpiti dai cambiamenti strutturali dell'economia e della politica (Kowarik 1992, 2004). Per la maggior parte dei cittadini, la vera natura rappresenta tuttavia qualcosa di profondamente diverso dalla nuova o seconda *wilderness*. Se, da un lato, l'idea astratta di natura rimanda tuttora alla Natura incontaminata del mito, dall'altro lato, la natura urbana e domestica, declinata storicamente in forma di parco o giardino, continua ad essere associata ad una natura progettata e totalmente determinata, dunque, ben diversa dalla natura spontanea, caotica, e quindi percepita come minacciosa, che si sviluppa negli spazi incolti e nei residui urbani. Se è vero che il modo in cui pensiamo la natura è sempre manifestamente un prodotto culturale e storico (Deléange 1994; Trepl 1998), nel dibattito sulla nuova *wilderness* si condensano tratti rilevanti del cambiamento in corso del nostro rapporto con la natura. Il saggio si interroga sul fenomeno, scegliendo di collocandosi nella *zona grigia* tra i due poli interpretativi della nuova *wilderness* urbana come mero segno di decadenza e incuria o, all'opposto, come inno liberatorio contro l'ordine pianificatorio.

Introduzione

Città e natura sono state considerate a lungo in forma contrapposta. Dalla preistoria, gli uomini hanno innalzato mura tra sé e la natura, costruito città per proteggersi da una wilderness avvertita come minacciosa. Negli ambienti urbani, storicamente, lo spazio concesso alla natura era circoscritto, limitato alle specie animali e vegetali addomesticabili e utili all'uomo. Almeno fino al XVIII secolo, nel contesto europeo, la parola wilderness evocava la sfida di adattare la natura ai bisogni umani attraverso il

controllo, la coltivazione e l'addomesticamento; essa rappresentava un opposto della parola *Zivilisation*, intesa come l'insieme dei processi e delle trasformazioni della natura ottenute attraverso le scienze, le arti e la tecnica (Trommer 1999: 10).

E' propria dell'età moderna l'emersione di un'idea di natura non più sentita come nemica, ma ampiamente idealizzata e percepita esteticamente. La natura percepita come paesaggio, all'inizio dell'epoca industriale, corrisponde soprattutto alla vita semplice dei campi. La vita agreste si trasfigura così in una condizione ideale, nella quale si suppone che l'uomo vivesse in armonia con la natura. Uno stato questo, più vagheggiato che reale, che non corrispondeva in nessun modo alle durezze della realtà contadina storica. Questo sentimento di nostalgia e di desiderio per l'armonia perduta tra uomo e natura, presente nei numerosi giardini paesaggistici realizzati in Europa dall'inizio del XIX secolo, derivava in primo luogo dalle condizioni di vita materiali della borghesia urbana, ormai affrancata dal legame coatto con la natura caratteristico del precedente modello di organizzazione sociale e produttiva, e alla ricerca del "bel paesaggio" con il fine unico dello svago e del divertimento (oltre che per sfuggire, almeno momentaneamente, ad un ambiente urbano già fortemente inquinato e reso invivibile dalle attività produttive) (cfr. Bernhardt 2001).

In questo contesto, la natura che cresceva spontaneamente nelle città mal si adattava all'immagine di "bel paesaggio" e, perciò, era eliminata senza riguardo. Di fatto, l'attività dei giardinieri urbani si consolida soprattutto come lotta contro il dinamismo dei processi naturali e contro i fenomeni di successione ecologica all'interno di parchi e giardini (Hülbusch 1981). A lungo, il principale nemico dei giardinieri urbani è stata proprio la natura prodotta dalla stessa città, e ciò in accordo con i desideri della maggior parte dei cittadini. A riguardo, Gerhard Hard ha diagnosticato una vera e propria tradizione di rifiuto emotivo e negligenza cognitiva nei confronti della natura urbana, la quale è stata rimossa non solo dalla fisionomia della città, ma anche dalla coscienza dei suoi abitanti (Hard 1990: 287).

Le quattro nature urbane

Questa situazione si è andata progressivamente modificando negli ultimi decenni. I tempi in cui si scappava nelle città per sfuggire ad una natura avvertita come minacciosa sono ormai lontani. La contrapposizione tra città e natura rimane, ma è del tutto ribaltata: oggi ad essere minacciata è la natura piuttosto che l'uomo.

In Germania, dagli anni '70 del XX secolo, la natura della città è divenuta oggetto di studio di una nuova disciplina: la *Stadtökologie*. In particolare, a Berlino ovest, il gruppo di ecologi diretto da Herbert Sukopp (Sukopp 2005) ha svolto ricerche pionieristiche sulle specie vegetali e animali sviluppatesi nelle numerose aree abbandonate della città divisa e isolata dal resto del territorio a causa del muro. Le aree incolte berlinesi hanno rappresentato ambiti di ricerca ideali per gli ecologi urbani, che qui hanno potuto osservare per alcuni decenni lo svolgersi indisturbato dei processi successionali (Wächter 2003). Oggi, dopo oltre un quarto di secolo di rilevamento dei biotopi urbani (*Biotopkartierung*), siamo consapevoli che la natura esiste in tutta la sua varietà di forme e ricchezza di processi anche all'interno delle aree densamente abitate e edificate (cfr. anche Macchi Mininni 1996; Mininni Iacoviello 1996).

Per Ingo Kowarik, tutte le forme e le associazioni di vegetazione presenti nelle aree urbane costituiscono natura. In particolare, esistono quattro tipologie di natura urbana (Kowarik 1992: 41):

- i resti isolati del paesaggio naturale originario (es. i residui di boschi e le aree umide posti sotto tutela);
- i resti dei paesaggi rurali storici (es. pascoli e campi presenti nelle aree urbane periferiche)
- la natura simbolica dei giardini (dai parchi paesaggistici sino ai giardini ornamentali domestici)
- la natura urbana e industriale delle aree abbandonate.

Mentre la natura del I tipo può essere identificata con i residui della *wilderness* primaria, la natura urbana-industriale è definita come una *wilderness* secondaria, che si differenzia dalla prima soprattutto perché culturalmente connotata (cfr. Kowaik 2004). La "nuova *wilderness*" si sviluppa in maniera spontanea lungo i margini delle infrastrutture o nelle aree industriali abbandonate, nelle aree in attesa di edificazione, negli spazi aperti poco curati della periferia, così come nei quartieri in declino. Aree di espansione della natura di quarto tipo sono anche i corsi d'acqua urbani, gli orti urbani o le aree di compensazione ecologica. Kowarik include nella nuova categoria anche la vegetazione ruderale che si insedia nelle fessure dei muri, tra le pietre delle pavimentazioni e lungo i bordi delle strade, dunque, tutte quelle specie comunemente denominate "erbe cattive" e da sempre stigmatizzate come "specie nemiche" da giardinieri e contadini.

La nuova *wilderness* ha caratteristiche profondamente diverse sia dal paesaggio naturale originario che dal paesaggio culturale storico. Nelle città, le trasformazioni dei fattori abiotici sono infatti spesso così forti da diventare irreversibili e da rendere i biotopi e la vegetazione urbana in sé unici. La stretta interdipendenza con gli usi antropici precedenti fa in modo, ad esempio, che spesso nelle aree incolte si insedino nuove specie, in particolare neofite, che sostituiscono o si associano con le specie autoctone già presenti. Le specie neofite possono essere sopravvissute come relitto culturale, essere giunte sul posto da molto lontano, come nel caso di molte piante presenti lungo i binari delle aree ferroviarie dismesse, oppure essere migrate da aree circostanti. Questo spiega, ad esempio, come mai nelle aree ferroviarie abbandonate berlinesi non crescano solo betulle, ma anche boschi di robinia; e come mai nell'area industriale dismessa Hansa di Dortmund alle betulle siano mescolati strani pioppi del complesso Populus-Tacamahaca.

Le aree abbandonate sono un prodotto della natura, in quanto in esse sono in svolgimento processi naturali non più influenzati direttamente dall'uomo, allo stesso tempo, da una prospettiva storica, esse sono anche un prodotto culturale a causa delle tracce ancora presenti degli usi precedenti. La storicità è, quindi, una caratteristica fondamentale della nuova *wilderness* urbana, la quale è a tutti gli effetti, un prodotto naturale e allo stesso tempo culturale.

Percezione della nuova *wilderness* e modelli culturali

Non di rado, usiamo la parola natura senza riflettere sul fatto che essa possa veicolare significati del tutto diversi, che rivelano contraddizioni e ambiguità profonde. Anche il concetto di natura urbana non rappresenta in nessun modo un oggetto dai contorni definiti una volta per tutte, quanto piuttosto un costrutto culturale, che cambia fortemente a seconda del contesto e dell'orientamento di chi se ne serve (cfr. Trepl 1998). La valutazione positiva o il rifiuto della natura urbana-industriale possono dipendere molto dalla visione del mondo che ci guida e dal contesto storico e culturale in cui si è immersi (cfr. Bernard 1994). Ad esempio, da una prospettiva conservatrice e

restia nei confronti del cambiamento, la *wilderness* urbana può essere considerata come qualcosa di caotico, come il massimo disordine possibile. Nelle aree incolte, l'aspetto della vegetazione non corrisponde in nessun modo all'immagine familiare del paesaggio rurale e neanche alla natura simbolica dei parchi progettati; per questo motivo, risulta difficile associare questa natura a ciò che si percepisce di norma come "vera natura". La vegetazione spontanea urbana è spesso rifiutata a causa della sua crescita veloce, della sua insolita e grande eterogeneità, della presenza al suo interno di specie ignote, in gran parte esotiche e provenienti da paesi lontani: «*nelle aree urbane abbandonate, nessuna cosa è al posto che gli compete: gli alberi da frutta si trovano lungo binari arrugginiti piuttosto che nel recinto di un giardino; specie vegetali che ci si aspetterebbe di trovare in zone di pascolo o su una spiaggia marina crescono nel mezzo della città, accanto a specie che si trovano solitamente nei giardini, e via dicendo: ciò è incomprensibile e in qualche modo insensato*» (Trepl 1998: 205).

In un altro sistema di valori, a questa stessa natura può essere invece attribuita qualità. Da un punto di vista opposto, la vegetazione spontanea, tradizionalmente percepita come "erba cattiva" e, perciò, combattuta come disordine incontrollabile e minaccia, può essere percepita anche come "natura buona", come una natura più "vera" proprio perché spontanea. Nell'itinerario *IndustrieNature* realizzato nell'ambito del programma IBA Emscher Park, l'eccentricità della nuova *wilderness* è presentata, ad esempio, come un simbolo del cambiamento. In particolare, le neofite e la vegetazione esotica delle aree abbandonate possono sono interpretate simbolicamente come un'apertura nei confronti di ciò che è estraneo, come una disponibilità alla contaminazione culturale (cfr. Migliaccio 2005).

Certo, anche i parchi urbani soggetti a cura e manutenzione sono ricchi di specie non autoctone, che però sono tenute strettamente sotto controllo dal lavoro alacre dei giardinieri. Nei parchi non vi è però pericolo che si verifichi una mescolanza indesiderata, mentre nelle aree abbandonate può accadere di tutto. Tale circostanza può essere interpretata positivamente, come segno di libertà dal controllo, come sinonimo di emancipazione da regole troppo rigide.

Spesso, l'entusiasmo per le aree incolte si lega anche all'insofferenza per i numerosi divieti amministrativi presenti nei parchi urbani (es. non calpestare le aiuole, non giocare a palla, non salire sugli alberi, etc.) e, dunque, al desiderio di un nuovo tipo di spazio aperto che non trova corrispondenza nell'attuale offerta. Per Hard (1990), le aree verdi progettate sarebbero di fatto inutilizzabili, in quanto le loro superfici a prato ben curate e i numerosi cartelli di divieto non permettono alcun uso spontaneo e nessuna reale esperienza naturalistica da parte degli utenti, soprattutto da parte di bambini e adolescenti. Al contrario, proprio la mancanza di divieti e di un rigido controllo sulla vegetazione permetterebbe nelle aree incolte abbandonate un contatto diretto con la natura e con i suoi processi dinamici, dunque una maggiore libertà.

Seguendo una linea di ragionamento parallela, il paesaggista francese Gilles Clément pone con forza il problema del rapporto tra insediamenti umani e ambiente naturale, proponendo il superamento della vecchia contrapposizione tra città e paesaggio a favore di una nuova contrapposizione tra spazi gestiti e spazi non gestiti dall'uomo. Nel Manifesto del Terzo paesaggio e nella difesa della *délaissé* (residuo urbano) ammonisce: «Se si smette di guardare il paesaggio come l'oggetto di un'attività umana subito si scopre (...) una quantità di spazi indecisi, privi di funzione sui quali è difficile posare un nome (…). Fra questi frammenti di paesaggio, un solo punto in comune: tutti costituiscono un territorio di rifugio per la diversità. Ovunque, altrove,

questa è scacciata» (Clément 2005: p. 10). Dirigendo lo sguardo su quanto accade all'interno degli spazi abbandonati e sugli esseri che vi trovano cittadinanza, Clément offre spunti fertili per una critica pertinente e originale alle tecniche di pianificazione tradizionali. Il suo approccio fornisce nuovi strumenti di lettura, particolarmente utili per orientarsi nei territori urbani contemporanei dove la distinzione tra città e non città è sempre più difficile da tracciare (cfr. De Pieri 2005: 84sg.).

La nuova *wilderness* nelle aree della crisi

La forte ambivalenza che caratterizza il concetto di *wilderness* urbana obbliga a porsi una serie di domande: come è percepita la nuova *wilderness* dai cittadini? In particolare, come sono percepiti i fenomeni di reinselvatichimento dagli abitanti che vivono nelle zone abbandonate? Quanto è condivisa l'idea che anche questa natura sia degna di tutela?

A riguardo, risultano interessanti i risultati di una ricerca svolta in Germania dai ricercatori dello Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) di Lipsia, che hanno tentato di rispondere a queste domande organizzando dei *focus-group* con alcuni gruppo di frequentatori di aree verdi urbane (cfr. Rink 2003). E' essenziale premettere che la ricerca è stata svolta a Lipsia, attualmente una "schrumpfende Stadt", vale a dire una città soggetta a processi di svuotamento e di declino demografico, con concomitanti processi di rinselvatichimento degli spazi aperti urbani abbandonati.

I ricercatori dell'UFZ hanno cercato di capire, in primo luogo, cosa intendessero per natura urbana i soggetti coinvolti, scoprendo che, per la maggior parte di essi, la natura urbana corrispondeva solo e unicamente alla natura progettata e curata dei parchi e dei giardini pubblici. Durante le discussioni, la nuova *wilderness* urbana fu infatti presa in considerazione solo dopo esplicite richieste e con grande esitazione e ritrosia.

I partecipanti non consideravano la nuova *wilderness* come natura proprio perché si tratta di una natura che non è progettata e curata, non è utilizzabile per il tempo libero e lo svago a causa dell'assenza di attrezzature, in sostanza, perché non serve a nulla. Gli spazi incolti erano percepiti come spazi bianchi, come spazi privi di significato o, nel peggiore dei casi, come luoghi sporchi, disordinati, pericolosi. Essi erano visti come il simbolo del declino economico di Lipsia e come il segno di una mancanza di cura e attenzione.

Per comprendere il valore assegnato alle forme di natura spontanea all'interno della città, consapevolmente, i ricercatori non si servirono del concetto di *wilderness*, ma mostrarono semplicemente due immagini di incolti urbani. In questo caso, le forme spontanee di vegetazione furono giudicate positivamente, soprattutto quando il processo di inselvatichimento era collegato al mancato utilizzo dell'area. Spesso alla riconquista di un'area da parte della natura era attribuito un valore estetico e un senso di riscatto, anche se con delle riserve. Furono soprattutto bambini ed adolescenti a giudicare le aree abbandonate positivamente, dichiarando di frequentare questi luoghi e di giocarvi volentieri, proprio grazie all'assenza di regole che normalmente limitavano i loro movimenti nei parchi pubblici. Per bambini e adolescenti, le aree incolte rappresentavano lo spazio dell'avventura e del divertimento, mentre gli spazi progettati erano spesso percepiti come noiosi, prevedibili e troppo regolati.

La ricerca dell'UFZ di Lipsia evidenzia che l'accettazione sociale della *wilderness* urbana rimane problematica, a fronte dell'alto valore ecologico attribuito dagli specialisti alle aree incolte e ai processi di rinaturazione spontanea. Pur non negando dignità di esistenza e tutela alla *wilderness* urbana, la ricerca tedesca evidenzia che la decisione

di lasciare la natura svilupparsi spontaneamente all'interno delle aree urbane per motivi ecologici presenta notevoli margini di rischio soprattutto nelle città in forte stato di declino, dove tali decisioni potrebbero acuire i sentimenti di crisi e perdita degli abitanti.

Esperienze

Natur-Park Südgelände (Germania)

Il Natur-Park Südgelände insiste su parte dell'ex stazione ferroviaria di smistamento nel quartiere Tempelhof-Schöneberg di Berlino. Negli ultimi 40 anni, in ques'area di 25 ettari, si è sviluppato un paesaggio ad alto grado di naturalità, ricco di specie animali e vegetali estinte o a rischio di estinzione, che oggi, dopo un lungo processo pianificatorio, è stato aperto al pubblico. Le premesse giuridiche e normative di tale operazione sono rappresentate dalle misure di compensazione per l'ampliamento del nodo ferroviario berlinese.

Dal 1996, l'amministrazione berlinese sperimenta in questo luogo lo sviluppo di un nuovo tipo di parco urbano - un Natur-Park – con il fine di conservare nel tempo le caratteristiche di oasi naturalistica urbana assunte dall'area, rendendola però anche accessibile al pubblico. In particolare, i progettisti (cfr. Kowarik 2005) 1hanno previsto che all'interno dei cosiddetti "boschi ruderali" i processi naturali continuino a svilupparsi indisturbati fino a giungere alla formazione di veri e propri "boschi urbani". Negli spazi circostanti, invece, misure di manutenzione a diversa intensità creano un dinamismo ciclico, direttamente o indirettamente influenzato dall'uso. La forma di gestione prescelta punta in sostanza a rendere percepibili i diversi stadi successionali, rallentandoli o bloccandoli. Il risultato complessivo è che le diverse fasi della successione, normalmente percepibili in sequenza solo nel corso del tempo, qui sono esperibili contemporaneamente spostandosi da una zona all'altra del parco.

Industriewald Ruhrgebiet (Germania)

Il progetto "Industriewald Ruhrgebiet" prende avvio dalla considerazione che gli attuali processi di "reinselvatichimento" (*Verwilderung*), cui va attualmente soggetta una ampia parte dei circa 10.000 ettari di aree dismesse del Ruhrgebiet, possano rappresentare un *chance* a livello locale, piuttosto che essere vissuti unicamente come un ineluttabile segno di declino economico. I monitoraggi (cfr. Weiss *et al.* 2005) attestano infatti che le aree della nuova *wilderness* stanno contribuendo in maniera rilevante all'accrescimento della biodiversità all'interno della grande conurbazione tedesca. In primo luogo, i boschi di nuova formazione contribuiscono in maniera decisiva a mettere in rete, integrare e valorizzare gli spazi verdi già esistenti, coprendo allo stesso tempo vecchie ferite e indicando nuovi ed inediti percorsi anche un grosso potenziale per la popolazione, che a pochi passi da casa può vivere esperienze naturalistiche dirette e svolgere liberamente attività che di norma non sono possibili o lecite nei tradizionali parchi cittadini. Non da ultimo, questa nuova categoria di spazio verde urbano, rappresenta per le amministrazioni comunali un netto vantaggio dal punto di vista economico-gestionale giacché permette di creare con una spesa modesta nuovi impianti per il tempo libero e per la compensazione ecologica, alla gestione dei quali collabora fattivamente anche il corpo forestale.

Conclusioni

Le diverse posizioni analizzate evidenziano come il tema della nuova wilderness rappresenti un materiale piuttosto infiammabile. Se, da una parte, cresce il gruppo di

coloro che percepisce lo sviluppo spontaneo della natura in città come un valore positivo, d'altra parte, esistono a riguardo ancora forti resistenze, di cui non si può non tenere conto nei processi decisionali. La natura urbana può essere una risorsa per gli ambienti urbani, tuttavia non è automatico liberarsi della paura ancestrale, del senso di minaccia che si prova davanti al rinselvatichimento di spazi un tempo dominati dalla presenza umana.

Che la nuova wilderness stia diventando un elemento sempre più presente nelle aree urbane resta tuttavia un dato ineludibile. La città contemporanea mostra infatti di produrre tanti più residui quanto più il suo tessuto si dirada. Certo, la valorizzazione e tutela della nuova *wilderness* rappresenta solo una delle possibili risposte alla frammistione crescente di elementi urbani ed elementi paesistici nello sviluppo della città contemporanea. Gli attuali processi di ristrutturazione urbana richiedono infatti soluzioni necessariamente differenziate e specifiche. Senza la pretesa di sostituirsi ai tradizionali spazi aperti della città, le aree della nuova *wilderness* possono tuttavia diventare parte integrante dei sistemi urbani di spazi aperti della contemporaneità e rappresentare un'offerta aggiuntiva per soddisfare una serie di nuove esigenze, che i tradizionali spazi aperti urbani non riescono a soddisfare. Lo sviluppo di nuova *wilderness* nelle città sarebbe in particolare vantaggioso per le casse vuote degli uffici addetti alla progettazione del verde urbano, sempre alla ricerca di "soluzioni verdi" a basso costo, soprattutto per venire a capo dei processi di ristrutturazione in atto e delle fasi intermedie che questi stessi comportano.

Per favorire lo sviluppo di un nuovo rapporto tra uomo e processi naturali è, però, necessario che tecnici e politici non confondano la disponibilità a tutelare e assecondare il dinamismo dei processi naturali (*Prozessschutz*) con la mancanza di cura e responsabilità. Il superamento delle tradizionali pratiche di progettazione del verde urbano, orientate esclusivamente alla gestione statica degli spazi verdi - dunque, la disponibilità a dare spazio e tempo alla natura - non significa declinare la cura, ma implica un modo diverso di prendersi cura dell'ambiente che ammette al suo interno anche l'attesa, l'indietreggiare, senza che venga meno l'attenzione. L'arte di vivere con e nella natura consisterà allora nell'equilibrio tra il lasciar essere e il guidare i processi naturali. Si tratterà di ritornare spinozianamente a recuperare il senso del concetto di *natura naturans, dunque,* a riprendere consapevolezza del carattere autopoietico e creativo della natura anche all'interno delle città.

Riferimenti bibliografici

Bernard D. (1994), *Natur in der Stadt. Über die Abhängigkeit der Wahrnehmung städtischer Spontanvegetation von kulturellen Mustern*. Diplomarbeit am Fachbereich 7 der TU Berlin.

Bernhardt C. (2001), Umweltprobleme in der neueren europäischen Stadtgeschichte. Bernhardt C. (Eds), *Environmental Problems in European Cities in the 19th and 20th Century*, Waxmann, Münster-New York-München-Berlin: 5-17.

Clément G. (2005), *Manifesto del Terzo paesaggio*, Quodlibet, Macerata; original edn: *Manifeste du Tiers paysage*, Édition Sujet/Objet, Paris, 2004.

Déléange, J.-P. (1991), *Histoire de L'écologie*, Éditions La Découverte, Paris; trad. it. *Storia dell'ecologia. Una scienza dell'uomo e della natura*, Cuen Napoli 1994.

De Pieri F. (2005), "Gilles Clément in movimento". G. Clément (2005), op.cit.: 67-87.

Hard G. (1990), Städtische Rasen, hermeneutisch betrachtet. Arbeitsgemeinschaft Freiraum und Vegetation (Eds), *Hard-Ware*. Notizbuch 18 der Kasseler Schule, Kassel: 273-294

Heiland S. (2006), Eine Beziehung der besonderen Art. *Politische Ökologie,* **17(59)**: 33-36.

Hülbusch K.H. (1981), Zur Ideologie der öffentlichen Grünplanung. M. Andritzky & K. Spitzer (Eds), *Grün in der Stadt*. Rowohlt Taschenbuch Verlag, Hamburg: 191-201.

Kowarik I. (1992), Das Besondere der städtischen Flora und Vegetation. Deutscher Rat für Landespflege (Eds), *Natur in der Stadt*, Heft 61, Meckenheim: 33-47.

Kowarik I. (2004), Neue Wildnis, Naturschutz und Gestaltung. *Garten und Landschaft*, 2: 12-15.

Kowarik I. (2005), Natur-Park Südgelände: Linking Conservation and Recreation in an Abandoned Railyard in Berlin. I. Kowarik & S. Körner (Eds), *Wild Urban Woodlands: New Perspectives for Urban Forestry*, Berlin, Springer Verlag: 287-299

Weiss I.; Burghardt W.; Gausmann P.; Haag R.; Haeupler H.; Hamann M.; Leder B.; Schulte A. & Stempelmann I. (2005) Nature Return to Abandoned Industrial Land: monitorino Succession in Uran-Industrial Woodlands in the German Ruhr. I. Kowarik & S. Körner (Eds), op. cit.: 143-163.

Macchi S. & Mininni M. (1996), Idee di natura e strumenti di ecologia urbana. Le carte dei biotopi urbani. Un'applicazione sperimentale per la città di Napoli. *Proceedings of the first Conference IAED*, Perugina.

Migliaccio A. (2005), Nuovi paesaggi: la Industrienatur dell'Emscher Landschaftspark. R. Innocenti; S. Ristori R. & F. Ventura (Eds), *Mutamenti del territorio e innovazione degli strumenti urbanistici*, Franco Angeli, Milan: 252-262.

Mininni M. & Iacoviello M., (1996), Modelli urbani e modelli ecologici. Studio di un sistema informativo sui biotopi urbani. *Atti del VII Congresso Nazionale della S.It.E.*, Napoli, Giannini: 695-698.

Rink,D. (2003), Ersatznatur – Wildnis – Wohnstandortfaktor: Soziale Wahrnehmungen und leitbildhafte Vorstellungen von Stadtnatur. *UFZ-Diskussionspapier* 5, Leipzig

Sukopp H. (2005), Geschichte der Stadtökologie – Conturec 1: 93-100

Trepl L. (1998), Die Natur der Landschaft und die Wildnis der Stadt. I. Kowarik; E. Schmidt & B. Sigel (Eds), *Naturschutz und Denkmalpflege*, Vdf Hochschulverlag AG an der ETH Zürich: 77-88.

Trommer G. (1999), Psychotop Wildnis. *Politische. Ökologie*, **17(59):** 10-12.

Wächter M. (2003), Die Stadt: umweltbelastendes System oder wertvoller Lebensraum? Zur Geschichte, Theorie und Praxis stadtökologischer Forschung in Deutschland. UFY-Bericht Nr. 9. Leipzig-Halle.

CAMBIAMENTI DI USO/COPERTURA DEL SUOLO IN AREE PERI-URBANE: RISULTATI E PROSPETTIVE PER IL GOVERNO DEL TERRITORIO

P. Pileri, M. Maggi

Dipartimento di Architettura e Pianificazione, Politecnico di Milano – Via Bonardi 3, 20131 Milano, e-mail: paolo.pileri@polimi.it, marta.maggi@polimi.it

---

Land use/land cover changes in peri-urban areas: results and perspectives for landscape planning
In the present study two areas of Lombardia region (Italy) have been analyzed. More precisely the southern territory of Milano and Brescia. The two areas are similar from a morphological point of view but they have different regimes of protection since Milano is limited southerly by the Parco Agricolo Sud Milano. For the aims of the research two land cover maps available for the years 1999 and 2004 were used derived from Landsat images. Land cover maps were used to derive indicators of land cover changes useful to understand the types of transformations and their drivers. The final objective has been that to define the amount of changes and the capacity of response in case of presence of a protection regime.

Abstract
Nel presente studio sono state analizzate le dinamiche territoriali di due città, Milano e Brescia, e dei loro comuni limitrofi. Le aree di studio sono confrontabili dal punto di vista morfologico e funzionale, ma sono diverse dal punto di vista del regime dei vincoli. Ai fini della ricerca sono stati utilizzati due databases geografici riportanti le coperture del suolo, disponibili per gli anni 1999 e 2004 e prodotte da ARPA-Lombardia mediante immagini satellitari (Landsat-TM). A partire da tali dati sono state calcolate alcuni indicatori di cambiamento di uso e copertura del suolo, che consentono di comprendere meglio le trasformazioni del paesaggio e le determinanti che le hanno generate. L'obiettivo è stato pertanto quello di individuare il grado di risposta alle pressioni insediative in diversi scenari e condizioni di tutela.

Consumi di suolo, consumi di natura

L'urbanizzazione, specie quella incontrollata, è la minaccia più frequente ed estesa all'ambiente naturale e seminaturale (EEA 2006a). Ad ogni forma e livello di pianificazione, locale e globale, è chiesto da tempo non solo di salvaguardare gli ambienti naturali rimanenti ed evitare errori gravi ed irreversibili all'ambiente (Mc Glade 2006), ma anche di formare nuova natura (Immler 1996) e migliorare il bilancio ecologico territoriale.

Il consumo di suolo, ovvero le coperture dei suoli che vengono trasformate in aree urbanizzate o fortemente antropizzate (si pensi ad alcune aree agricole intensive) perdendo in parte o del tutto il loro contenuto di naturalità, diviene quindi paradigma del consumo di natura. Gli strumenti di governo del territorio e di tutela del paesaggio, devono occuparsene e prendere decisioni capaci di tutelare i suoli liberi e garantire così un futuro sostenibile.

Tra il 1990 e il 2000, l'urbanizzazione e la costruzione di nuove infrastrutture, hanno consumato in Europa il 9% di boschi e vegetazione naturale, il 36% di pascoli, il 6% di prati naturali, lo 0,3% di aree umide e il 47% di aree agricole (EEA, 2006b su dati Corine Land Cover). Il consumo di suolo preoccupa molti Stati (Germania, Svizzera, Paesi Bassi, Gran Bretagna ad esempio) che hanno da qualche anno introdotto strategie efficaci per contrastare l'espansione diffusa e incontrollata. In Italia non vi sono politiche di contrasto ai consumi di suolo. La legge italiana non considera il consumo di suolo un problema e tantomeno un effetto ambientale. Difficile ne risulta la sua incorporazione nelle procedure di Valutazione Ambientale Strategica. In Italia non esiste neppure un dato preciso ed ufficiale sul consumo. La pianificazione si è occupata troppo poco di consumi di suolo lasciando, di fatto, che gli eccessi di urbanizzazione ed erosione di natura corressero. Né è stata incoraggiata una cultura di risparmio dei suoli.

Nel presente articolo, mediante l'utilizzo di basi dati geografiche multitemporali sono stati derivati alcuni indicatori che danno conto dell'andamento delle trasformazioni avvenute, le modalità con cui si sono concretizzate e la resistenza che esse hanno incontrato per via di strumenti di tutela come i parchi.

Le domande di ricerca alla base del presente lavoro sono state quindi: a quanto ammontano i consumi di suolo? I parchi hanno un ruolo nel limitare i consumi di suolo? Le coperture a portamento naturale sono state salvaguardate maggiormente? Si riconoscono gradienti di consumo e di erosione della natura passando da zone urbane consolidate a zone urbane a minore densità?

Metodologia

Dati utilizzati

Le statistiche presentate in questo studio sono state derivate da carte digitali in formato raster rappresentanti le copertura del suolo negli anni 1999 e 2004. Tali carte hanno una risoluzione spaziale di 30x30 m e sono state prodotte sulla base di una legenda che include 19 classi. Ai fini del presente studio alcune di esse sono state accorpate ottenendo una legenda di sole 11 classi: urbanizzato, seminativi, colture permanenti e arboree, latifoglie, conifere, cespuglieti, prati e praterie, vegetazione rada, rocce e ghiaie, corpi idrici, neve e ghiacciai. Le 11 classi sono state a loro volta raggruppate in 4 macro classi in base alle corrispondenze indicate nella Tabella 1.

Le carte di copertura del suolo derivano da un processo di classificazione semi-automatica effettuato dal Laboratorio di Telerilevamento di ARPA Lombardia a partire da immagini satellitari Landsat-TM (Thematic Mapper). L'elevata accuratezza del prodotto (87% per la carta di copertura del suolo del 2004 ed 85,4% per quella del 1999) è stata ottenuta grazie all'utilizzo di un metodo di classificazione che prevede il trattamento delle immagini per aree fisiografiche separate Tale metodo garantisce l'individuazione della migliore strategia di classificazione e post-classificazione, in funzione delle peculiarità dei vari ambienti fisici (ARPA Lombardia 2005).

Tabella I Corrispondenza tra le legende a 11 e 4 classi di copertura del suolo.

Legenda a 11 classi	Legenda a 4 classi
1. Urbanizzato	1. Urbanizzato
2. Seminativi	2. Seminativi
3. Colture permanenti e arboree	
4. Latifoglie	3. Coperture naturali
5. Conifere	
6. Cespuglietti	
7. Prati e praterie	
8. Vegetazione rada	
9. Rocce e ghiaie	
10. Corpi idrici	4. Acqua
11. Neve e ghiacciai	

Area di studio

Le due aree di studio sono costituite dai territori comunali di Milano e Brescia e dai comuni circostanti posti a sud dei capoluoghi che formano delle fasce (ring) concentriche. Nel caso di Milano gran parte del territorio dei comuni di prima, seconda e terza fascia appartengono al Parco Agricolo Sud di Milano (fig. 1) dove le trasformazioni dei suoli è condizionata dalle regole di tutela del Parco. Nel caso di Brescia non vi è alcun parco ma i comuni sono stati scelti all'interno delle unità paesaggistiche della pianura cerealicola o foraggera, come nel caso milanese.

La distribuzione delle coperture del suolo al 1999 è riportata in Tabella II e rappresenta le 'dotazioni' iniziali di ciascun ambito: a partire da queste saranno valutati i successivi cambiamenti.

Matrici di transizione e indicatori di incidenza

Per ciascun comune è stata calcolata una matrice di transizione a 16 classi (4x4) relativa al periodo 1999-2004. La matrice indica, per ogni classe di copertura del suolo, quanti ettari (ha) sono rimasti invariati e quanti invece hanno subito un cambiamento trasformandosi in un'altra classe. L'estensione delle superfici invariate e di quelle modificate può essere anche espressa come percentuale rispetto al totale del territorio analizzati.

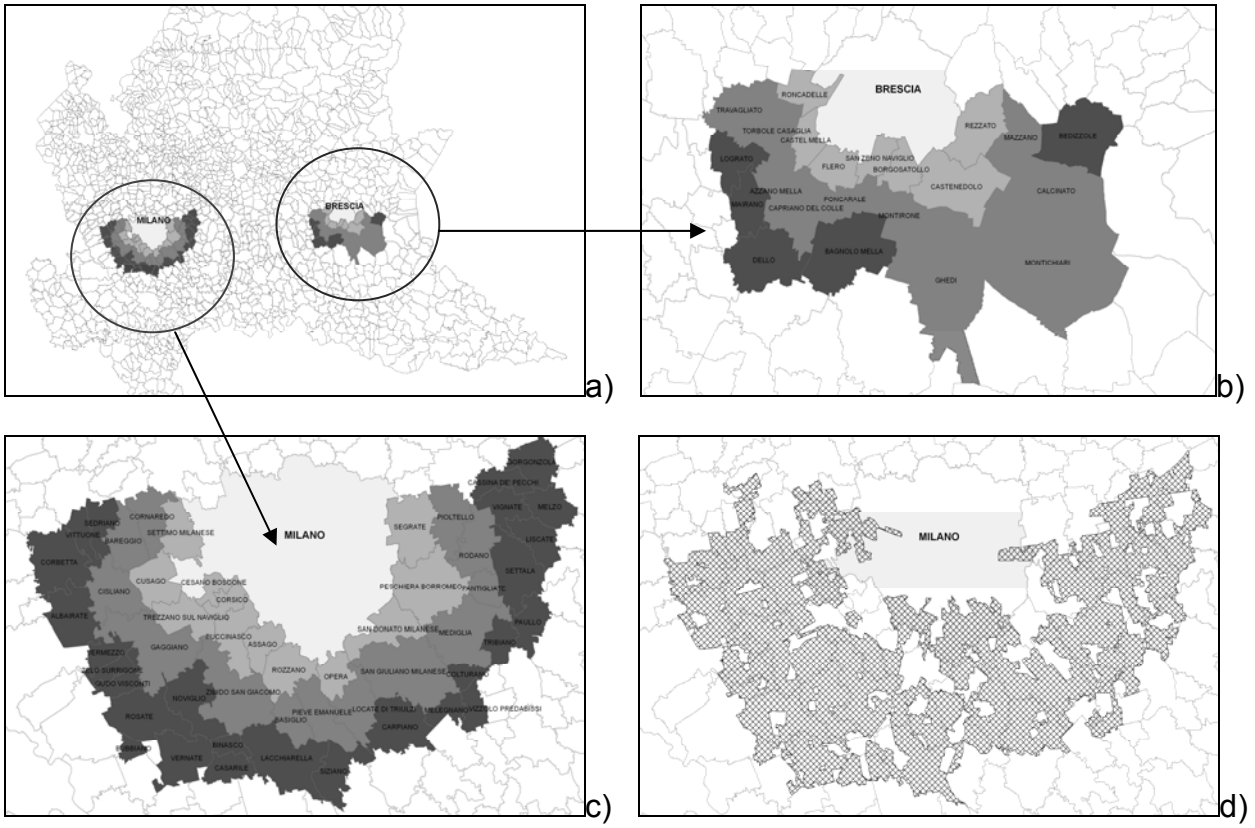


Figura 1. Localizzazione dell'area di studio (a). Per entrambi i comuni capoluoghi sono stati indicati con toni di grigio progressivamente più scuro i comuni appartenenti rispettivamente alla I, II e III fascia (b e c). Nel caso di Brescia (b), a causa della dimensione di alcuni comuni di II fascia, la III fascia risulta avere una discontinuità nella zona sud-est. Nella figura d è rappresentato l'estensione del Parco Agricolo Sud Milano.

Tabella II. Coefficienti di copertura del suolo nel 1999 [(area copertura$_i$)/(area totale)]

Coefficienti di copertura del suolo				
BRESCIA (1999)	**Urbanizzato**	**Seminativo**	**Naturale**	**Acqua**
Comune capoluogo	50,5%	29,9%	18,5%	1,1%
Comuni di I fascia	28,3%	65,7%	5,4%	0,6%
Comuni di II fascia	19,6%	77,8%	2,3%	0,3%
Comuni di III fascia	13,3%	84,8%	1,7%	0,2%
MILANO (1999)	**Urbanizzato**	**Seminativo**	**Naturale**	**Acqua**
Comune capoluogo	74,0%	22,5%	3,0%	0,5%
Comuni di I fascia	47,0%	46,4%	4,5%	2,1%
Comuni di II fascia	20,9%	74,0%	4,1%	1,0%
Comuni di III fascia	19,1%	77,6%	3,1%	0,2%

Sebbene la matrice sia utile per indicare quale dei cambiamenti abbia maggiore incidenza nell'area di studio, essa necessita di essere integrata con altre misure per evidenziare meglio i cambiamenti avvenuti. Una di queste è rappresentata da quello che qui viene definito come tasso di decremento della copertura i o TDCi che esprime il decremento di una copertura i rispetto al periodo di riferimento t0 (qui t0 = 1999)

Per comprenderne il significato si consideri una trasformazione territoriale che modifica una copertura del suolo *'i_{t0}'* ad una copertura *'j_{t1}'* (e.g. da prato a urbanizzato). Tale variazione produce un decremento della copertura *'i'* e un incremento della copertura *'j'*. La superficie che ha subito la trasformazione si può indicare con $A_{it0\ jt1}$. Prima di una trasformazione, ovvero al tempo iniziale t_0, la dotazione di coperture di classe 'i' si può indicare con $Atot_{it0}$. Il *tasso di decremento della copertura 'i' (TDC_i)* è dato allora da:

$$TDC_i = A_{it0\ jt1}/Atot_{it0}$$

Le coperture che, invece, aumentano sono, generalmente, quelle urbanizzate e/o quelle agricole. Quando si tratta di riferire di incrementi di coperture, si parla di *tasso di incremento della copertura k (TIC_k)*. Questo viene calcolato come il rapporto tra l'incremento della copertura k nell'intervallo di tempo t_1-t_0 ($\Delta A_{k(t1-t0)}$) e l'estensione della stessa copertura k al tempo t_0 ($Atot_{k(t0)}$).

$$TIC_k = \Delta A_{k(t1-t0)}/Atot_{k(t0)}$$

Il tasso di variazione consente di individuare il peso di tutte le situazioni di cambiamento, anche quelle i cui cambiamenti sono piccoli in termini assoluti ma possono corrispondere a grandi variazioni rispetto alla situazione iniziale. È ovvio che sia i valori assoluti sia il tasso di variazione risultano necessari per una migliore comprensione delle dinamiche territoriali in atto.

Risultati

Decremento di coperture agricole

I più ingenti consumi di suolo riguardano le aree agricole. Nel periodo 1999-2004, nelle due aree studio, i consumi delle aree agricole ammontano rispettivamente a 1257,5 ha nell'area milanese (pari ad una perdita di quasi 6900 m^2/giorno) e di 1345 ha nell'area bresciana (pari ad una perdita di quasi 7400 m^2/giorno). La totalità di queste aree è stata trasformata in copertura urbana. Si tratta quindi di una perdita permanente di aree che non potranno più produrre materia prima per la catena alimentare e non potranno svolgere in futuro alcun ruolo naturale e/o di rafforzamento della biodiversità.

Il tasso di decremento diminuisce allontanandosi dalle città anche se a tale diminuzione non corrisponde affatto una diminuzione di aree agricole trasformate. La diminuzione del tasso dipende dal fatto che allontanandosi dalla città aumenta la disponibilità di aree agricole. Pertanto, un ipotetico piano di monitoraggio, deve tenere in considerazione entrambi gli indicatori al fine di una valutazione ambientale e di sostenibilità.

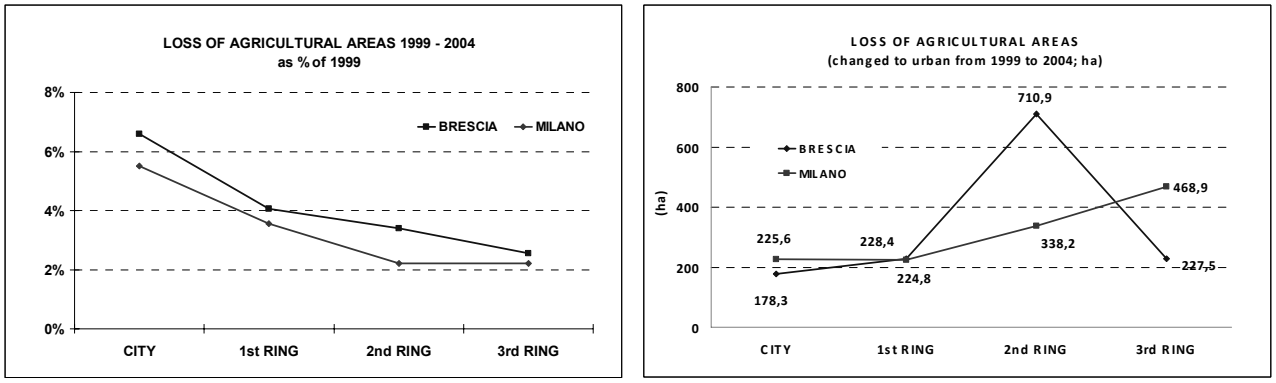


Figura 2. Decremento delle aree agricole rispetto alla disponibilità di aree del 1999 (a sinistra); perdita assoluta di aree agricole tra il 1999 e il 2004 nelle due aree di studio di Milano e Brescia (a destra).

Decremento di coperture naturali

Nell'arco di 5 anni, le aree a portamento naturale (prati, boschi, fasce boscate, etc.) nelle due aree studio di pianura periurbana sono complessivamente diminuite di 451,7 ha nell'area milanese (pari ad una perdita di 2500 m^2 al giorno per 5 anni) e 198,2 ha nell'area bresciana (pari ad una perdita di 1100 m^2 al giorno). In termini assoluti tali perdite, se pesate sulla quantità di aree naturali di partenza, assumono una dimensione di incidenza diversamente rilevante. In 5 anni la sola città di Milano ha consumato oltre il 20% delle aree naturali disponibili. Il tasso di decremento tende a diminuire allontanandosi dal capoluogo pur mantenendosi elevato (min. 12,1% e max. 18,7%) e pur registrandosi perdite assolute quasi costanti nei comparti territoriali analizzati. Nell'area bresciana i valori del tasso di decremento rimangono generalmente più bassi di quelli dell'area milanese: da 2,5% di Brescia a 15,4% nella seconda fascia di comuni attorno a Brescia.

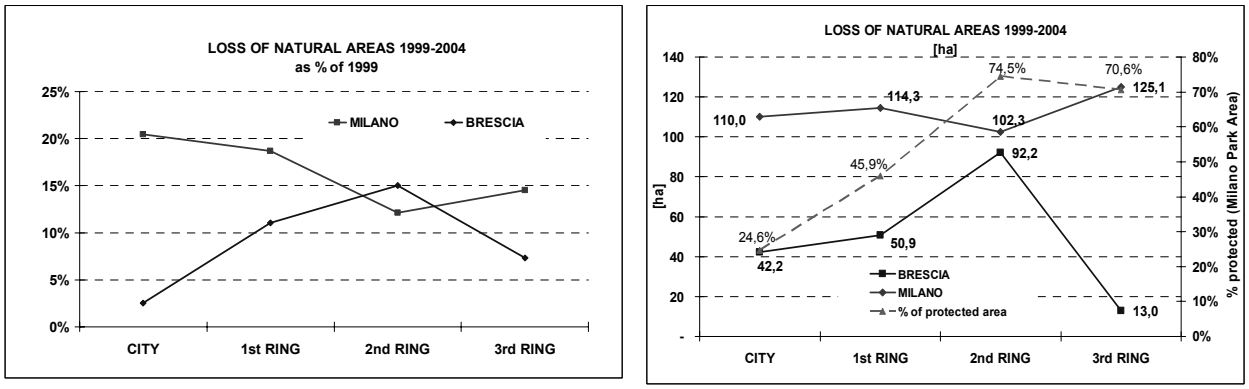


Figura 3. Decremento delle aree naturali rispetto alle aree disponibili nel 1999 (a sinistra); perdita assoluta di aree naturali tra il 1999 e il 2004 nelle due aree di studio di Milano e Brescia e confronto con la percentuale di territorio protetto valida per la sola area milanese (a destra).

Il comportamento dei valori di perdita delle aree naturali assume un'ulteriore interpretazione considerando il livello di protezione ambientale del territorio che, in questo caso, riguarda solo le aree intorno a Milano e ricadenti nel Parco Agricolo Sud. La percentuale di area protetta rispetto al totale del territorio è riportata nel grafico con

una linea tratteggiata. Come si nota il tasso di decremento delle aree naturali nell'area milanese protetta, non risente del regime di protezione. Ad esempio, si registrano medesime perdite a Milano e nei comuni di prima fascia dove gli indici di protezione sono diversi e rispettivamente pari a 24,6% e 45,9%. Nella fascia più esterna, dove la percentuale di aree protette è pari al 70,6%, il consumo assoluto di aree naturale è il più alto di tutta l'area milanese e pari a 125,1 ha.

I tassi di decremento delle singole classi delle coperture naturali, qui non riportati, rivelano inoltre che le diminuzioni maggiori spettano ai prati seguiti dai cespuglieti. Inoltre occorre anche precisare che in termini qualitativi, le perdite di naturale comportano per lo più una trasformazione a superfici urbanizzate.

Incremento delle coperture urbanizzate

Il cambiamento di uso del suolo da coperture agricole e naturali a coperture urbane produce un impatto ambientale trascurato dalla pianificazione (è auspicabile che verrà riconsiderato dalle procedure di VAS) ma non affatto trascurabile ed anzi considerato permanente e di elevatissima rilevanza in recenti studi (vd. www.plurel.net).

Venendo ai casi studio considerati, e pur limitandosi a due soli indicatori spaziali (coefficiente di urbanizzazione e tasso di incremento), si nota che il coefficiente di urbanizzazione nella città di Milano era, al 1999, prossimo all'80%, mentre tendeva a diminuire allontanandosi dal capoluogo. Stesso andamento, ma con valori più bassi, per l'area di Brescia. A coefficienti di urbanizzazione intorno a 70-80% potrebbe corrispondere un valore di biopermeabilità residua molto bassa, oltre la soglia di sostenibilità (Romano & Paolinelli, 2007) che rimanderebbe all'assunzione di politiche conservative dei patrimoni di aree non urbanizzate rimanenti e anche a politiche di innalzamento dei contenuti di naturalità su tali aree residue.

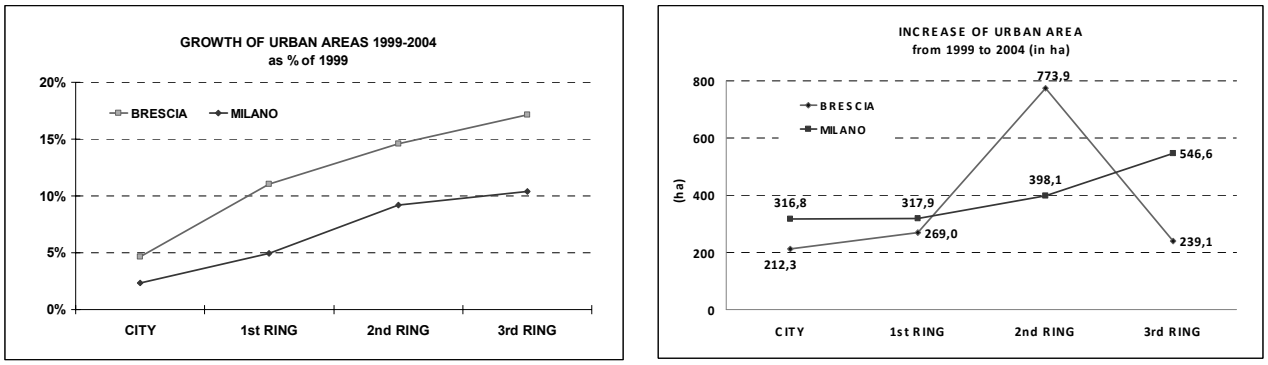


Figura 4. Incremento delle coperture urbane (a sinistra) e incremento assoluto di aree urbanizzate (a destra) tra il 1999 e il 2004 nelle due aree di studio di Milano e Brescia.

Il tasso di crescita nel periodo 1999-2004 delle coperture urbane è sempre positivo e aumenta allontanandosi dal capoluogo: da +2,4% a Milano fino a +10,4% in terza fascia; da +4,6% a Brescia fino a +17,2% in terza fascia. Ciò significa che l'incremento dell'urbanizzazione nelle aree periurbane milanesi o bresciane più esterne (ovvero quelle più ricche di aree agricole e naturali) è circa 5 volte più elevato che nei rispettivi capoluoghi.

Conclusioni

La trasformazione di aree agricole e naturali in aree urbanizzate, nelle aree studiate, è stata intensa ed ha interessato soprattutto le aree periurbane senza però mancare nelle aree già intensamente urbanizzate. Il decremento delle aree agricole e naturali rispetto alle disponibilità del 1999 è stato rilevante soprattutto per le aree naturali in quanto queste ultime sono diminuite con tassi fino a 6 volte più elevati rispetto alle aree agricole.

La scomparsa delle superfici naturali è avvenuta per lo più (fino all'80% di tutte le superfici naturali trasformate a favore dell'urbanizzato ovvero di una copertura permanente. A scala regionale, se l'incremento dell'urbanizzazione fosse raccolta in un'unica area, occorrerebbe una superficie di circa 5000 ha ogni anno, pari alla realizzazione di una città come Brescia. Tali incrementi di urbanizzazione sono traducibili in circa 13 ha al giorno, una cifra elevata ed allarmante (Pileri 2008).

Non sembra di poter registrare una coerenza tra crescita di aree urbane e crescita della domanda. Se possiamo assumere in prima istanza il fattore demografico come espressione di richiesta di nuove aree urbanizzate, possiamo allora notare che, ad esempio, tra il 1999 e il 2004 il tasso di crescita della popolazione a Milano (ISTAT 1999 e 2004. vd. www.ring.lombardia.it) è stato negativo e pari a -0,6% (contro un tasso di crescita dell'urbanizzato pari a +2,4%), a Brescia pari allo +0,7% (contro un tasso di crescita dell'urbanizzato pari a +4,6%). Lo stesso in molte aree esterne. Ad esempio, nella terza fascia esterna di territorio milanese il tasso di crescita della popolazione è stato del +6,7% contro un tasso di crescita dell'urbanizzato del +10,4%. Parimenti nell'area bresciana. Infine queste dinamiche non trovano contenimento neppure quando è presente un parco, come il Parco Agricolo Sud Milano, che, nonostante le sue frastagliature territoriali, dovrebbe poter garantire il controllo e il rallentamento dei consumi di suolo, a partire dalle coperture naturali.

Riferimenti bibliografici

ARPA Lombardia (2005). Aggiornamento al 2004 della Mappa di Copertura del Suolo della Regione Lombardia mediante classificazione di immagini satellitari Landsat TM

EEA (2006a), Urban sprawl in Europe. The ignored challenge, EEA Report n.10/2006, Copenhagen

EEA (2006b), Land accounts for Europe 1990-2000, EEA Report n.11/2006, Copenhagen

Immler H. (1996), L'economia della natura, Donzelli Roma

McGlade G. (2006), Necessità di una politica comunitaria per il coordinamento di un'efficace pianificazione delle aree urbane, www.eea.europa.eu/pressroom/

Pileri P. (2007), Compensazione ecologica preventiva, Carocci, Roma

Pileri P. (2008), Servono correzioni di rotta. I consumi di suolo crescono e la natura indietreggia. Il punto in Lombardia. *Territorio* n. 44/2008: in stampa

Romano B. & Paolinelli G. (2007), L'interferenza insediativa nelle strutture ecosistemiche, Gangemi, Roma

Ringraziamenti

Un sentito ringraziamento ad Arpa Lombardia, Laboratorio di Telerilevamento, e in particolare al dott. Enrico Zini, per i dati messi a disposizione.

SOURCE-SINK & ECO-FIELD: IPOTESI ED EVIDENZE SPERIMENTALI

A. Farina[1], D. Morri[2]

Istituto di Biomatematica, Campus Scientifico SOGESTA, Università di Urbino.
e-mail: [1]almo.farina@uniurb.it, [2]davidemorri@libero.it

Source-sink & eco-field : Hypothesis and experimental confirmation
The source-sink model assumes that animal populations have a different survivorship according to the distribution and availability of resources and demonstrates how a consistent immigration of individuals from a healthy population (source) may allow a species to perpetuate in a habitat that would otherwise drive the population (sink) to extinction.
Consequently, simple population measures, such as bird abundance during the breeding season, must be associated with a ratio of survivorship to mortality that is greater than one to be considered robust indicators of habitat suitability.
This model can also be applied outside the breeding season using other parameters like body mass or the loudness of the acoustic performances.
The eco-field theory that sets that every function is connected with a specific resource through a semiotic interface, is suggested as a tool to explain the factors implicated in the source-sink dynamics.
The acoustic eco-field (resource= territorial defense), the foraging eco-field (resource= food), and the safety eco-field (resource= predatory escaping) of a population of European robin (*Erithacus rubecula*) wintering in a rural landscape of the Northern Tuscany, have been used to test the level of habitat quality perceived by this species.
The acoustic eco-field of European robin (alarm calls) shows a different spatial distribution at dawn and at dusk, it does not copy the spatial distribution of the soundscape information of the overall bird community, and it is not spatially correlated with the foraging eco-field and the safety eco-field.
The foraging eco-field is spatially correlated with the safety eco-field (r=-.80, $p<0.01$) and it has a high spatial resolution (<10 m).
The trade-off hypothesis, by which every eco-field interacts with and influences the other eco-fields, seems at least verified between the foraging eco-field and the safety eco-field producing the selection of the habitat, but distribution and abundance of resources probably are the major drives of the source-sink dynamics.

Abstract
Il modello source-sink ammette che le popolazioni animali abbiano una probabilità di sopravvivenza differente a seconda della distribuzione e disponibilità di risorse presenti nelle aree occupate e dimostra come una consistente migrazione di individui da una popolazione source, cioè insediata in un ambiente favorevole (numero nati > numero morti), possa permettere ad una popolazione sink, insediata in ambiente sfavorevole (numero nati < numero morti) di evitare l'estinzione.
Questo modello può essere esteso anche al di fuori del periodo riproduttivo utilizzando come misura di fitness (individuale) altri parametri quali il peso corporeo o il livello di attività canora, quando sono gli uccelli ad essere studiati.

Secondo la teoria dell'eco-field ad ogni funzione vitale di un organismo è associata una risorsa alla quale l'individuo può accedere attraverso specifiche interfacce semiotiche; tale paradigma è suggerito come chiave di accesso alle dinamiche che conducono al modello sources-sinks.
L'eco-field acustico (risorsa= difesa del territorio), l'eco-field alimentare (risorsa= cibo), l'eco-field della sicurezza (risorsa= protezione dai predatori) di una popolazione di pettirosso (*Erithacus rubecula*) svernante in un paesaggio rurale della Toscana settentrionale, sono stati usati per meglio comprendere la scelta dell'habitat da parte di questa specie.
L'eco-field acustico del pettirosso (richiami di allarme) mostra una differente distribuzione spaziale tra l'alba ed il tramonto, non corrisponde spazialmente al pattern creato dall'informazione ricavata dal soundscape dell'intera comunità di uccelli e non è spazialmente correlato né all'eco-field alimentare, né all'eco-field della sicurezza.
L'eco-field alimentare è correlato all'eco-field della sicurezza ($r=-.80$ $p<0.01$), e mostra una elevata risoluzione spaziale (<10 m). L'ipotesi di un trade-off, per il quale ogni eco-field interagisce con altri e ne è a sua volta influenzato sembra verificata, evidenziando il carattere di complessità dei processi che sottostanno alla selezione dell'habitat e quindi al modello sources-sinks.

Introduzione

Recentemente Scheiner & Willig (2007) hanno messo in evidenza come l'ecologia sia una disciplina scientifica con una robusta base teorica da cui a titolo esemplificativo possiamo citare alcune teorie quali la Island Biogeography (MacArthur & Wilson 1967), la Foraging theory (Stephens & Krebs 1986), la Succession theory (Pickett et al. 1987), la Metapopulation theory (Turchin 2001).

In particolare il modello sources-sinks presentato nel 1988 da Pulliam (Pulliam 1988) per interpretare le dinamiche di popolazione di uccelli nidificanti, più tardi rivisitato dallo stesso autore (Pulliam 1996), entra a pieno titolo nel complesso di teorie e modelli che formano l'ossatura dell'ecologia moderna (Dias 1996).

Questo modello presenta aspetti assai interessanti soprattutto per il fatto che dimostra che l'occupazione di uno spazio vitale da parte di una specie non è guidato da una capacità specie-specifica di selezionare sempre e comunque gli ambienti più favorevoli ma che un'area si mostri favorevole o sfavorevole solamente a posteriori, vale a dire dopo che individui o popolazioni abbiano "verificato" l'idoneità dell'area prescelta. L'indicatore di questo risultato Pulliam lo individuò nel rapporto tra nuovi nati e morti attraverso il modello *BIDE* (Pulliam 1988): un'area è definita source quando il rapporto nati/morti è >1, per contro assume i caratteri sink quando tale rapporto è <1 e l'estinzione locale viene compensata dall'emigrazione da altre aree (sources). Da quando il primo lavoro di Pulliam è apparso sulla rivista American Naturalist (142: 1988), circa 3000 autori hanno citato questo modello (dati ISI (Institute Scientific Information)) che mostra una grande spendibilità soprattutto in quei settori dell'ecologia che considerano lo spazio geografico come una fra le più importanti variabili responsabili della distribuzione ed abbondanza delle specie (Kareiva 1994).

Il modello sources-sinks permette quindi di considerare eterogenea la distribuzione delle risorse nello spazio e nel tempo e una verifica delle stesse da parte degli organismi solamente a posteriori e come proprietà emergente di una adattabilità ambientale specie-specifica.

Al di fuori del periodo riproduttivo il modello sources-sinks potrebbe avere un'ampia applicabilità quando vogliamo verificare la capacità di un ambiente a sostenere una certa popolazione.

Obiettivi della ricerca

Con questo nostro contributo vogliamo avvicinare il modello sources-sinks alla teoria dell'eco-field (Farina & Belgrano 2004, 2006) per cercare di fare luce sulle dinamiche che sottintendono il modello stesso. La teoria dell'eco-field pone come premesse il necessario rapporto semiotico tra bisogni e risorse che si realizza in specifiche configurazioni spaziali portatrici di significato (Farina 2008). Se il modello sources-sinks evidenzia il bilancio in termini di individui che si possono incontrare in un certo ambiente, la teoria dell'eco-field entra nel dettaglio delle singole funzioni e si propone di fare luce sui complessi processi che sottostanno alla selezione di un ambiente sia esso source o sink.

L'accesso alle risorse avviene quindi attraverso un'interfaccia semiotica che è specifica per ogni funzione vitale; è chiaro che tale accesso non si basa su una semplice scelta binaria ma ciascun eco-field viene in qualche misura condizionato dagli altri eco-field (ipotesi del trade-off). In particolare la nostra ipotesi prende in considerazione almeno tre tipologie distinte di eco-field: l'eco-field alimentare (risorsa=cibo), l'eco-field acustico (delimitazione del territorio) e l'eco-field della sicurezza (lo sfuggire i predatori) nel pettirosso (*Erithacus rubecula*), un piccolo turdide comune, al di fuori della stagione riproduttiva, soprattutto in ambienti rurali.

Questa specie la cui biologia ed etologia sono ben conosciute (p.e. Lack 1965), a differenza della maggior parte degli uccelli passeriformi non sociali delimita e difende attivamente un territorio invernale, mostrando una forte adattabilità alle risorse messe "involontariamente" a disposizione da parte dell'uomo durante l'attività colturale.

L'ipotesi di partenza si basa sull'assunto, peraltro provato in altre specie e condizioni, che l'attività canora è un segnale onesto (p.e. Spencer et al. 2003, Thomas & Cuthill 2002) e che nel caso del pettirosso l'eco-field acustico (richiami di allarme emessi all'alba ed al tramonto) sia in qualche modo collegato alla difesa del territorio e delle risorse alimentari in esso contenute.

A nostro avviso l'accoppiamento del modello sources-sinks alla teoria dell'eco-field consente non solo di analizzare in dettaglio causalità prossime e remote ma anche di poter avviare sperimentazioni finalizzate ad una "progettazione" ambientale più efficace nel garantire il mantenimento della biodiversità ed i servizi ecosistemici connessi.

Area di studio

L'area di studio di circa 15.000 m^2 (230x65 m) è un area rurale con presenza di due abitazioni, un piccolo capannone che funziona da magazzino per prodotti alimentari, una stalla in legno, campi arati, prati falciati, vigneto, orto e piante da frutto sparse. Si tratta di una tipica area rurale della Toscana settentrionale dove l'uso del suolo agricolo è stato da tempo integrato con l'uso residenziale ed artigianale. La comunità di uccelli è rappresentata da circa 30 specie fra nidificanti, di passo e svernanti. Sebbene la presenza dell'uomo sia notevole e stabile, è possibile osservare rapaci (poiane, sparvieri) e fasi di caccia degli stessi. L'area confina con un torrente (T. Rosaro) ricco di acque tutto l'anno con abbondante vegetazione ripariale.

4. Materiali e metodi

La matrice alimentare

Nell'area di studio sono state distribuite 100 stazioni di alimentazione costituite da 40 posatoi in legno con copertura con tegola a forma di coppo e da 60 "portavasi" in plastica color mattone del diametro di 20 cm, entrambi fissati all'estremità di un paletto di 120 circa di altezza e posti ad una distanza di circa 10-15 m gli uni dagli altri. Le due tipologie di distributori di cibo non hanno mostrato differenze di "frequentazione" da parte del pettirosso. Il vantaggio di distributori di cibo coperti è solo mostrato da una migliore conservazione del cibo offerto durante giornate di pioggia, quando si è trattato di granaglie.

Diversi tipi di cibo sono stati offerti per saggiare la validità del metodo ed alla fine, pur accettando il pettirosso anche semi e frutti di vario tipo (miglio, girasole, uva secca, noci, arachidi, pinoli e fette di mela), la scelta è caduta su larve di *Tenebrio molitor*.

Le larve (in numero di 6) venivano poste nei siti di alimentazione e successivamente veniva contato il numero di esemplari rimasti. Il tempo medio di distribuzione delle larve sull'intera matrice è stato di circa 60 minuti mentre la verifica della "predazione" del pettirosso (ripetuta tre volte) ha richiesto circa 40' per ciascuna delle 12 sessioni (gennaio-febbraio 2008).

La matrice acustica

In 30 stazioni di distribuzione del cibo sono state eseguite registrazioni sonore (non contemporanee alla somministrazione del cibo) utilizzando 10 registratori stereofonici Zoom H4® e della durata di 30 minuti ciascuna, per un totale di 6 giornate di registrazione all'alba ed al tramonto, quando l'attività sonora del pettirosso è maggiore. L'attività acustica è stata trasformata in un valore numerico impiegando un indice di informazione basato su una elaborazione numerica dei sonogrammi (Morri & Farina, in prep.). Dal sonogramma sono stati esportati i valori numerici dell'intensità, relativi al tempo e alla frequenza, tramite il programma SigView™ ed elaborati con un software appositamente realizzato, sviluppato in ambiente RealBasic™.

Per poter estrarre e quantificare l'informazione contenuta nei sonogrammi si è calcolato il rapporto tra lo sviluppo lineare della superficie del sonogramma legato alle diverse frequenze ed il relativo valore associato all'intensità.

Informazione totale sonogramma $H = \sum H_j$

Informazione per ogni frequenza $H_j = \sum L_j / Itot_j$

dove:

j = da 1 a 207 categorie di frequenza comprese tra 0 e 9000 Hz

Sviluppo lineare per frequenza $L = \sum |I_t - I_{(t+1)}|$

Intensità totale per frequenza $Itot = \sum I_t$

dove:

t= da 1 a 130 step temporali (dati x secondo)
I= intensità (µPascal)

Tale indice permette di considerare solo quelle manifestazioni sonore legate ad una grande variabilità non considerando tutto il resto come ad esempio il rumore prodotto da una macchina in corsa, dal passaggio di un aereo, dallo scorrere dell'acqua di un torrente o dal vento.

I dati sono stati poi elaborati con il programma Surfer™ per ottenere una rappresentazione tridimensionale dell'informazione legata all'attività acustica.

I richiami di allarme del pettirosso, identificati direttamente ascoltando le registrazioni, sono stati conteggiati ad una risoluzione di 1 minuto e successivamente sommati a scala di 30' e trasferiti su di un GIS (Geographic Information Systems).

L'eco-field della sicurezza è stato caratterizzato considerando la distanza dei siti alimentari e di registrazione acustica da cespugli sempreverdi. L'analisi statistica è stata eseguita utilizzando il software SPSS™.

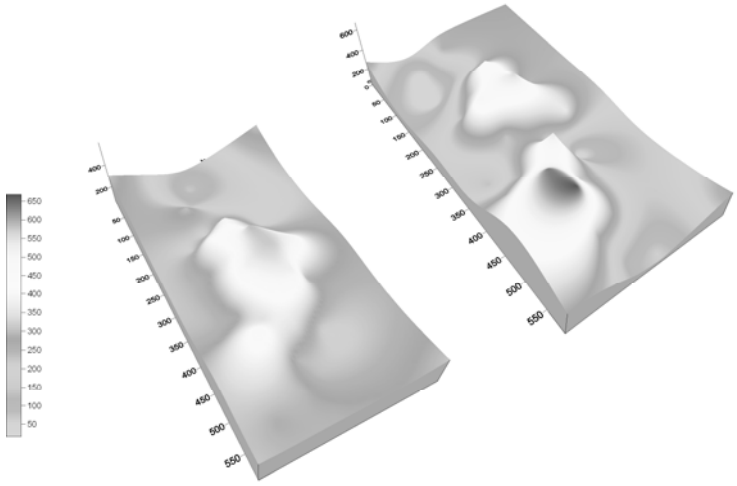


Fig. 1 – Rappresentazione tridimensionale degli eco-field acustici del pettirosso all'alba (a sinistra) ed al tramonto (a destra).

5. Risultati

Gli eco-field acustici (richiami di allarme) del pettirosso all'alba ed al tramonto mostrano una modesta sovrapposizione spaziale ($r = .44,\ p<0.05$) (Fig. 1) e non sono correlati alla frequentazione delle postazioni alimentari (Eco-field alimentare; Tab. 1).

Il paesaggio sonoro prodotto dall'intera comunità di uccelli mostra un andamento distinto dall'eco-field acustico sia all'alba che al tramonto.

L'eco-field alimentare del pettirosso ha mostrato una grande variabilità sito-specifica apparentemente non spiegabile solo in termini di struttura della vegetazione (Fig. 2), ma ha presentato una correlazione significativa con l'eco-field della sicurezza ($r = -0.80,\ p<0.01$) (Fig. 3) e questo fatto sembra verificare almeno in parte l'ipotesi del trade-off tra i diversi eco-field.

6. Discussione

Secondo la teoria dell'eco-field ad ogni bisogno corrisponde una funzione che attraverso meccanismi semiotici (una configurazione spaziale portatrice di significato) individua la corrispondente risorsa. Il livello di performance per ciascuna funzione è determinato dalla presenza di interfacce semiotiche e dall'abbondanza e qualità delle

risorse. Il livello complessivo di raggiungimento delle risorse permette di individuare aree che possiamo chiamare “sources” rispetto ad aree “sinks” in cui non tutte le risorse possono essere raggiunte con un elevato grado di soddisfacimento richiesto.
Va precisato che quando parliamo di risorse non solo consideriamo cibo ma anche rifugi che significano basso livello di predazione o postazioni da cui emettere richiami territoriali.

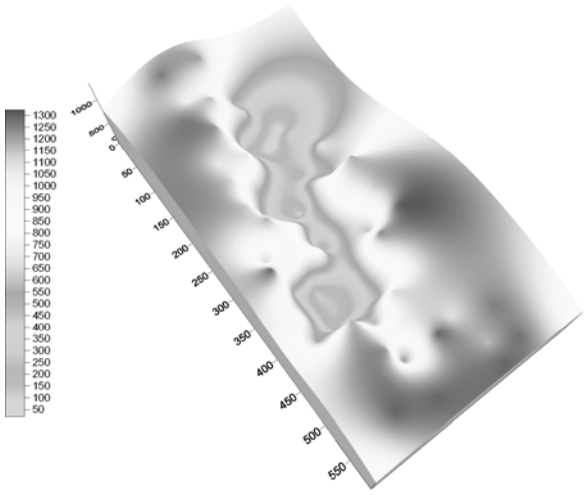


Fig. 2 - Rappresentazione tridimensionale dell’eco-field alimentare del pettirosso.

Tab. 1 – Correlazione tra i differenti eco-field e l’informazione del soundscape a livello di comunità. (Coefficiente di Pearson *r*, * P<0.05, ** P<0.01)

	Informazione del soundscape all’alba	Informazione del soundscape al tramonto	Eco-field acustico all’alba	Eco-field acustico al tramonto	Eco-field della sicurezza	Eco-field alimentare
Informazione del soundscape all’alba	1					
Informazione del soundscape al tramonto	.89**	1				
Eco-field acustico all’alba	.29	.31	1			
Eco-field acustico al tramonto	.38*	.13	.44*	1		
Eco-field della sicurezza	-.57	-.15	-.15	-.21	.1	
Eco-field alimentare	.21	.24	.15	.18	-.80**	1

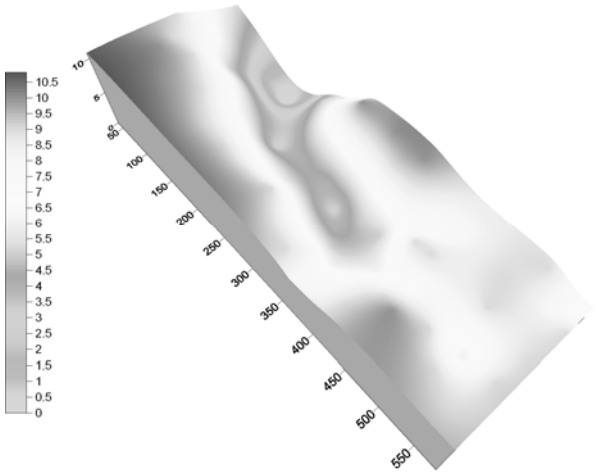


Fig. 3 - Rappresentazione tridimensionale dell'eco-field della sicurezza del pettirosso.

Per esempio la frequenza di visite ai siti alimentari solo in parte è spiegabile con la distanza dai rifugi. La distribuzione del soundscape a livello dell'intera comunità di uccelli non coincide con la distribuzione dei richiami di allarme del pettirosso e ciò potrebbe significare una diversa dimensione dell'informazione raccolta con un metodo numerico (automatico) per la comunità e per contro con un metodo interpretativo (riconoscimento diretto) per i richiami di allarme del pettirosso. L'indipendenza della distribuzione dei richiami di allarme del pettirosso dalla frequenza ai siti di alimentazione mostra chiaramente che i due eco-field sono determinati da *template* cognitivi apparentemente separati. Questo sembra evidenziare come i richiami di allarme non siano direttamente correlati ad una difesa diretta di una circoscritta area intorno al sito di alimentazione, ma piuttosto a funzioni per il momento sconosciute o solo ipotizzabili.

Infine l'evidente correlazione tra l'eco-field alimentare e quello della sicurezza depone a favore dell'ipotesi del trade-off, confermando il carattere di complessità dei processi che sottostanno alla selezione dell'habitat.

Riferimenti bibliografici

Dias P.C. (1996) Sources and sinks in population biology. *TREE* 11: 326-330.
Farina A. (2008) The landscape as a semiotic interface between organisms and resources. *Biosemiotics.* DOI 10.1007/s12304-008-9006-4
Farina A., Belgrano A. (2004) The eco-field: A new paradigm for landscape ecology. *Ecological Research* 19: 107-110.
Farina A., Belgrano A. (2006) The Eco-field hypothesis: Toward a cognitive landscape. *Landscape Ecology* 21: 5-17
Kareiva P. (1994) Space: The final frontier for ecological theory. Ecology 95:1.
Lack D. (1965) The life of the robin. The Fontana New Naturalist, H.F. & G. Witherby (Fourth edition), Collins Clear-Type Press, London & Glasgow.
MacArthur R.H. & Wilson E.O. (1967) *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.

Pickett S.T.A.; Collins S.L. & Armesto J.J. (1987) Models, mechanisms and pathways of succession. *Bot. Rev.* 53: 335-371.
Pulliam R. (1988) Sources-sinks and population regulation. *American Nat.* 132: 652-661.
Pulliam R. (1996) Sources-sinks: empirical evidence and population consequnces. In: Rhodes, O.E., Chesser, R.K., Smith, M.H. (eds.) *Population dynamics in ecological space and time.* University of Chicago Press, Chicago.
Spencer K.A.; Buchananb K. L.; Goldsmitha A. R. & Catchpole C. K . (2003) Song as an honest signal of developmental stress in the zebra finch (*Taeniopygia guttata*). *Hormones and Behavior* 44: 132-139.
Stephens D.W. & Krebs J.R. (1986) *Foraging theory*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
Thomas R.J. & Cuthill I.C. (2002) Body mass regulation and the daily singing routines of European robins. *Animal Behaviour* 63: 285-295.
Turchin P. (2001) Does population ecology have general laws? *OIKOS* 94: 17-26.

UNA UTILIZZAZIONE FORESTALE NELLE PREALPI CARNICHE NELLA PRIMA META' DEL XIX SECOLO

Bruno Del Tin (*), Vittorino Marcolina (*), Pietro Piussi (**), Armando Rosa Gastaldo (*), Pierluigi Tambosso (*), Sandro Toffolutti (*)

(*) Corpo Forestale Regionale, Regione Friuli-Venezia Giulia
(**) DiSTAF, Università di Firenze. Via San Bonaventura 13, 50145 Firenze (pietro.piussi@unifi.it)

A forest utilisation in the Carnia prealps during the first half of the XIX century
During the first part of the XX century a big forest utilisation took place in the Meduna valley (Carnian Prealps) now included in a Regional Park. Logging operations, developed between 1938 and 1950, required a large financial effort by the timber company for building a complex and long cable line necessary to extract properly fuel wood and timber, offered job opportunities to many forest workers, supported the Municipality budget and, obviously, altered the forest cover. The silvicultural target, that is the conversion from coppice to high forest, was not reached, supposedly due to wartime events. The exploitation took place over some 700-800 hectares but economic and social consequences reached a much larger area; even wider is the space linked by the intellectual production (technology, enterprise ability, silvicultural knowledge). Consequences of this exploitation on forest cover were initially strong but have now almost vanished and the forest composition (beech with scattered groups of conifers) is the same as before; the valley is now hard to reach and utilisations ceased totally since then. Also the perception of this event and of the landscape have changed: this space, considered as a working place by the few old forest workers surviving, is now perceived as an area suitable for recreation and acquires aesthetic, ethic and psychological values. This knowledge provides a useful background for better understanding today's physical features and for a better planning.

Abstract
Durante la prima parte del XX secolo nell'alta valle del torrente Meduna (Prealpi Carniche) venne condotta una importante utilizzazione forestale. I lavori,sviluppatisi tra il 1938 ed il 1950, hanno provocato una sensibile trasformazione della copertura vegetale, hanno richiesto un forte impegno finanziario da parte dell'impresa boschiva per la costruzione di una teleferica necessaria per estrarre razionalmente il legname,hanno creato numerosi posti di lavoro ed hanno assicurato al Comune un sensibile apporto finanziario. L'obiettivo selvicolturale, ossia l'inizio di una conversione del ceduo in altofusto, non è stato conseguito, forse in conseguenza delle vicende belliche. Il taglio del bosco si è sviluppato su circa 700-800 ha, ma le sue conseguenze hanno riguardato uno spazio più ampio, ed ancora più vasta è l'area con cui vi sono stati scambi connessi alla produzione intellettuale (tecnologia, capacità imprenditoriale, conoscenze selvicolturali). Le conseguenze del taglio sono state inizialmente forti ma si sono progressivamente cancellate e la composizione specifica dei boschi (faggete miste localmente a gruppi di varie conifere) è sostanzialmente rimasta uguale. Anche la percezione di questa vicenda è mutata: a questi spazi, considerati un luogo di lavoro da parte dei superstiti tra i boscaioli allora impegnati nei lavori, si attribuisce oggi un valore

per il grado di naturalità e per l'alta biodiversità. Questo studio offre una base per una migliore comprensione della situazione odierna e per una opportuna pianificazione dell'uso del territorio.

Il problema

Durante gli anni Trenta del secolo scorso nel territorio del Comune di Tramonti di Sopra (prov. di Pordenone) é stata effettuata una grande utilizzazione forestale le cui vicende inducono a fare alcune considerazioni sul ruolo delle tecniche di trasporto nello sfruttamento delle risorse forestali e sulla percezione che la società ha avuto ed ha del territorio. La ricerca é stata svolta attraverso interviste ad anziani boscaioli, documenti scritti relativi alla vendita del bosco da parte del Comune ed a sopralluoghi effettuati nei boschi oggetto dello studio. Anche se le fonti possono essere talvolta carenti gli avvenimenti principali sono sufficientemente chiari, grazie anche al confronto incrociato tra fonti diverse.

I boschi costituiscono il tratto dominante del paesaggio nelle Prealpi carniche. I boschi situati nel Canal Grande e nel Canal Piccolo, tratti sommitali del corso del torrente Meduna, appartengono al Comune di Tramonti di Sopra. E' un territorio molto accidentato con forti pendenze; la base geologica é costituita da calcari e dolomie. Il clima è temperato freddo con precipitazioni elevate. I boschi sono costituiti principalmente da faggio con scarsa partecipazione di abete bianco, abete rosso, larice, pino nero, pino mugo e qualche latifoglia (orniello, carpino nero); Questa struttura è simile a quella esistente nel 1937, quando venne stesa una prima descrizione. Quasi tutti i soprassuoli dl latifoglie si sono costituiti in seguito a ceduazioni. Alle quote più alte vi sono pascoli abbandonati e vaste estensioni occupate da rocce o da ghiaioni.

Il Comune di Tramonti di Sopra occupa 12.500 ha di cui 9.862 ha (78%) appartengono al Comune stesso. Negli anni Novanta del secolo scorso la superficie forestale era di 10.800 ha (Candidi Tommasi, 1993); un dato approssimativo dato che la vegetazione legnosa si sta espandendo da circa 50 anni in seguito all'abbandono colturale ed alla cessazione dell'allevamento. Si tratta di un processo di segno opposto a quello, prevalente in passato, di disboscamento e dissodamento rivolto a favorire l'allargamento delle superfici a pascolo; nel 1931 la superficie forestale era di circa 4.100 ha (Gortani & Pittoni, 1938).

Attualmente la popolazione conta 440 abitanti, questi erano 1735 nel 1871, raggiunsero il massimo nel 1911 con 3217 abitanti; si è quindi avuto un declino prima lento, poi, a partire dagli anni Cinquanta, rapido. Nel 1937 la maggioranza dei 2000 abitanti era occupata in agricoltura o nelle utilizzazioni forestali, ma l'emigrazione era assai forte . I terreni lavorativi erano pochi, scarsamente fertili e tendenzialmente aridi e quindi la produzione di cereali e leguminose (granturco, patate, fagioli) era totalmente insufficiente a mantenere la popolazione; una vasta superficie era comunque occupata da pascoli o da prati permanenti; il pascolo era anche esercitato in molti boschi. L'allevamento del bestiame per la produzione di formaggio era quindi un elemento importante dell'economia familiare anche se negli anni Trenta non era in condizioni floride: molte famiglie non possedevano una vacca ed alcune nemmeno una capra. Secondo Gortani & Pittoni (1938) le risorse locali erano in grado di sostenere la popolazione per soli tre mesi e quindi la sopravvivenza era possibile solamente grazie ai proventi dell'emigrazione stagionale.

L'utilizzazione forestale

Il fabbisogno di legna delle famiglie di Tramonti veniva soddisfatto dal taglio nei pochi boschi di proprietà privata oppure da concessioni fatte dal Comune nei boschi pubblici. Piccoli quantitativi di legna erano venduti agli imprenditori boschivi del paese. Tutte queste utilizzazioni erano di piccola entità: poche tonnellate o decine di tonnellate, raramente lotti di legna di qualche migliaio di tonnellate. I mezzi di trasporto erano diversi: dorso d'uomo, gravità lungo canaloni naturali o canali artificiali costruiti con tronchi e la fluitazione. Si impiegavano anche semplici teleferiche (fili a sbalzo) adatte per carichi di fieno o di piccole quantità di legna da ardere.

Nel 1937 l'amministrazione comunale aveva bandito una gara per la vendita di circa 45.000 tonnellate di legname da ricavare dai boschi del Canal Grande e Canal Piccolo; nel bando si specificava che il vincitore della gara avrebbe dovuto impegnarsi a costruire una teleferica per il trasporto del legname. La precedente utilizzazione di questi boschi, che risaliva all'inizio del secolo, era avvenuta trasportando la legna tramite fluitazione sciolta nel torrente; questa tecnica era applicata normalmente negli anni Trenta ed ancora nel 1948 era stata adottata lungo un affluente del Meduna. Il funzionario forestale incaricato di progettare l'utilizzazione aveva come obiettivo la costituzione di boschi di alto fusto di faggio ed a tale scopo prescriveva sia l'attuazione di cure colturali in alcuni giovani soprassuoli già presenti, sia il rilascio di un elevato numero di matricine nei soprassuoli, presumibilmente la maggior parte, che sarebbero stati ceduati. Attraverso la conversione da ceduo a fustaia si sarebbe avuta una minore produzione di legna da ardere nel breve periodo ma un miglioramento qualitativo nel lungo periodo dato che la fustaia avrebbe fornito tronchi da opera. Questa scelta tecnica poteva venire adottata nelle proprietà pubbliche per le quali era possibile impostare una politica di miglioramento del patrimonio boschivo mentre sarebbe stata inattuabile nelle piccole proprietà private. In questo caso la teleferica offriva la possibilità di trasportare legname di dimensioni superiori a quelle della legna da ardere senza recare ad esso i danni che si sarebbero verificati nel caso della fluitazione; infatti già nel caso di questa utilizzazione si prevedeva di ricavare del legname in tronchi dalle conifere e da una parte del faggio. I lavori iniziarono nel 1938 e si conclusero nel 1950.

Per i lavori del Canal Grande e Canal Piccolo era prevista la costruzione di una teleferica del tipo "Valtellina"; un impianto relativamente complesso che però richiedeva una certa competenza nella progettazione e realizzazione ed inoltre in alcuni casi, come in questo, funzionava con l'aiuto di un motore che facilitava il movimento dei carichi. Le teleferiche di tipo Valtellina usate sulle Alpi fino a tempi recenti, sono oggi sostituite da sistemi di teleferica più complessi e funzionali. La lunghezza dell'impianto progettato lungo la valle del Meduna era di 12 km; durante tutto il periodo durante il quale si sono svolti i lavori vennero costruite alcune linee secondarie così che lo sviluppo complessivo si aggirava intorno ai 18 km. Molto probabilmente non tutte le linee erano attive contemporaneamente: allorché un tratto di bosco era stato utilizzato la linea veniva smontata e l'attrezzatura spostata in un'altra zona in cui iniziare i lavori. Durante gli anni Trenta altre teleferiche erano state progettate in queste zone ma non vennero realizzate, forse a causa della complessità dei lavori.

Due anni dopo l'inizio dei lavori ebbe luogo l'entrata in guerra dell'Italia. Questo fatto causò vari problemi: disponibilità di boscaioli e di materiale metallico necessario alla costruzione della teleferica, obbligo di fornire legna da ardere e legname da opera e di produrre carbone per esigenze specifiche delle autorità, scarsità (ed alla fine assenza) di personale forestale di sorveglianza. Nel 1944 in questa zona si svolsero azioni

belliche, l'imprenditore boschivo titolare della ditta che svolgeva i lavori venne internato in campo di concentramento, gli impianti subirono danni.

I tagli nell'alta Val Meduna ebbero evidentemente un ruolo importante anche nel periodo postbellico che fu molto difficile per la popolazione dato l'altissimo tasso di disoccupazione. Oltre a ricorrere ad aiuti da parte dello Stato per ovviare a questo problema il Comune fu costretto ad autorizzare boscaioli disoccupati a tagliare vaste superfici di bosco in zone relativamente accessibili. Nel 1949 il guardaboschi comunale venne licenziato perché l'amministrazione comunale ammetteva che, oltre a mancanza di soldi per pagare lo stipendio, non vi erano più boschi da sorvegliare.

Il "certificato di compiuta utilizzazione" steso dal Corpo Forestale dello Stato fa indirettamente capire che i criteri di taglio stabiliti inizialmente erano stati rispettati solo parzialmente: si parla esclusivamente di cedui e quindi sembra che la fustaia non sia stata conservata o curata. I sopralluoghi eseguiti in queste zone sembrano confermare questo fatto: solo raramente si incontrano piccoli tratti di faggeta ad alto fusto mentre la maggior parte dei soprassuoli è costituita da cedui. E' molto probabile che le esigenze di combustibile manifestatesi durante la guerra, oppure l'interesse dell'imprenditore a utilizzare la maggiore quantità possibile di legna approfittando della scarsa sorveglianza abbiano portato a disattendere il progetto iniziale.

L'impianto di teleferica cessò di funzionare nel 1950 e nel 1955 venne smantellato.

Conclusioni

I lavori di taglio del bosco hanno sicuramente trasformato in modo pesante il paesaggio visivo al tempo in cui si è svolta l'utilizzazione: il taglio raso del ceduo ed il taglio delle conifere si sono sviluppati su circa 700-800 ha; come si è detto i tratti di fustaia conservati riguardano piccolissime superfici.

E' difficile valutare, se non in modo approssimativo, l'impatto ecologico: l'asportazione di una grande massa di legname con il taglio raso ha certamente modificato localmente le condizioni ambientali (radiazione solare al suolo, intercettazione delle precipitazioni) ed impoverito la mineralomassa del sistema biologico. Oggi, a distanza di mezzo secolo dalla fine delle utilizzazioni, la copertura arborea é continua e solo un osservatore attento riesce ad individuare alcune tracce delle vicende passate: la struttura dei soprassuoli arborei, i resti della teleferica, muri e sentieri.

La teleferica ha consentito una utilizzazione più razionale delle risorse forestali dell'alta Val Meduna di quello adottato in passato, la fluitazione, che non richiedeva impianti costosi e competenze tecniche particolari ma dipendeva dalla portata irregolare del torrente, veniva potenziata da sbarramenti dotati di sportello che aumentavano temporaneamente la portata stessa, era ostacolata dalla scabrosità delle sponde che danneggiava i tronchi da sega, abbisognava di numeroso personale (fino ad un centinaio di uomini) impegnato in un lavoro faticoso e pericoloso lungo il corso del torrente e implicava la perdita di una parte della massa legnosa trasportata.

Come si é detto la teleferica era una struttura costosa e tale da richiedere competenze tecniche. L'operazione del Canal Grande era entrata nella vita di una povera comunità di montagna che non sarebbe stata in grado di sostenere i costi di un simile impianto; questa teleferica era stata ritenuta un'opera di dimensioni fuori dall'ordinario non solo dai boscaioli che avevano lavorato all'utilizzazione ma anche dai tecnici responsabili dell'approvazione del progetto. E' anche probabile che, attraverso la teleferica, il servizio forestale (a quel tempo Milizia Nazionale Forestale) volesse

cogliere un'occasione per migliorare i metodi di gestione del bosco comunale; si sarebbe tratto di una scelta di politica forestale che venne accantonata - deliberatamente o involontariamente - durante il periodo bellico e ripresa con maggiore successo durante gli anni Cinquanta.

Mentre i documenti scritti si riferiscono solamente a boschi cedui oppure a giovani fustaie, gli anziani boscaioli ricordano numerosi faggi di grosse dimensioni, probabili relitti di foreste utilizzate per il pascolo ma forse mai assoggettate in precedenza – data la relativa inaccessibilità – a tagli di utilizzazione.

La teleferica ha anche consentito una rilevante operazione finanziaria: se ci si riferisce al periodo 1938-1950 si osserva che i ricavati di questa utilizzazione hanno rappresentato in media il 26.5% dei proventi di tutte le utilizzazioni boschive ed il 7% di tutte le entrate comunali. I lavori forestali hanno anche creato posti di lavoro durante un periodo assai difficile dal punto di vista economico per la popolazione.

Attraverso le interviste, punto di inizio per una ricerca che ci ha poi portato in archivi e sul terreno, abbiamo ricostruito una certa immagine del territorio dei due Canali. Le descrizioni ricavate dalle interviste forniscono soprattutto una immagine visiva; i boschi erano i luoghi "normali" di lavoro, con spazi, attività, persone, emozioni. Luoghi praticati insieme a compagni di lavoro, a imprenditori, a guardie forestali, pastori, nei quali si sono esplicate le capacità professionali dei boscaioli, spesso ricordate con orgoglio come nel caso di coloro che lavoravano alla manutenzione della teleferica.

Le attività svolte vanno viste anche come il frutto di apporti esterni che sono rivelati dalle storie dei singoli (cultura, esperienza professionale, provenienza sociale, censo) e quelle della società (situazione economica, fatti politici, vicende belliche). E' quindi chiaro l'apporto antropico alla costruzione del paesaggio e la necessità di non fare uso dei soli strumenti delle scienze fisiche o economiche per ricostruirne la storia e decifrarne il significato funzionale delle sue componenti. Si tratta, in un certo senso, di ricostruire la storia di un "manufatto" (Moreno, 1990).

Questo paesaggio è tuttavia quasi sparito in seguito ai processi dinamici della vegetazione ed alla degradazione delle attrezzature durante gli oltre 50 anni intercorsi dalla fine delle utilizzazioni, ma l'osservatore attento ed esperto può oggi ancora riconoscere ed interpretare certi segni con una indagine di tipo archeologico .

Anche la memoria dei fatti tende a scomparire; lo stesso documento cartaceo perde una parte del suo valore informativo se non può trovare un riscontro nella memoria dei testimoni e nelle tracce conservate sul terreno. In altre parole oggi abbiamo davanti le tracce di un "disturbo" della vegetazione che erano assai più evidenti una cinquantina di anni or sono e che tra qualche decennio saranno quasi scomparse.

Parallelamente a questa progressive scomparsa delle tracce dell'utilizzazione forestale nella società si sta affermando una diversa immagine del territorio . Lo spazio che abbiamo studiato, e che poteva essere indicato come un "cantiere di lavoro", rientra in un territorio più ampio – il Parco Regionale delle Dolomiti Friulane - che è diventato uno spazio destinato alla ricreazione e si qualifica innanzitutto per la "wilderness" e la biodiversità. Questo fatto assegna ai boschi una serie di valori estetici, etici, psicologici, ed anche economici (turismo) che riflettono dei desideri, non necessariamente espliciti, di parte della nostra società. Desiderio di trascorrere in questi luoghi non più il tempo del lavoro ma quello del tempo libero, desiderio di ritrovare un ambiente "selvaggio" dove la generazione precedente percepiva invece un luogo coltivato e nel quale proseguiva, con la selvicoltura, la coltivazione. Nella "presentazione" di sé che il Parco fa non vi è cenno alla storia del territorio, storia

antropica e non solo naturale. Si tratta di vedere se ci si renderà conto – qui e altrove – dell'importanza della prima per leggere il paesaggio attuale e di come si affronterà il problema della conservazione della memoria.

Riferimenti bibliografici

Candidi Tommasi R. (1993) Piano d'assestamento del Comune di Tramonti di Sopra. Dattiloscritto,
Gortani M e Pittoni G. (1938) Montagna Friulana. In: Lo spopolamento montano n Italia.Indagine geografico-economico-agraria. Vol IV: Le Alpi Venete. (397-563)
I.N.E.A. Roma 1938.
Moreno D. (1990) Dal documento al terreno. 276 pagine, Il Mulino. Bologna.

NATURA, STORIA E PARTECIPAZIONE. UNA RICERCA PER INDIRIZZARE LA GOVERNANCE DEL PAESAGGIO NELLA REPUBBLICA DI SAN MARINO

B. Rizzo

Università degli Studi Roma 3 – Via Monti Sibillini 24, 00141 Roma.
e-mail: biansan@tiscali.it

Nature, story and participation. A research to support the governance of the landscape of the Republic of San Marino

San Marino has a particular territorial fragility, because the construction industry progressively continues to erode the environmental resources. The research "*The landscape of San Marino from Catasto Baronio to European Convention",* aims to compare the image offered to visitors with the landscape identity obtained by analisyses of the environmental context, historical documents, and inhabitants' perception. The final goal is the construction of a *Manifesto of the landscape* that outlines a shared identity and gives instructions for a governance respectful of the European Landscape Convention. The research begins from the analisys of landscape and environment. The cross-evaluation is made with a matrix (for each l*andscape unit)*, based on a system of indicators which sinthesize the interaction man-environment. The objective is to evaluate the elements of San Marino identity in an integrated way and to study the most important environmental risks. The research reconstruct in detail the cultivations described in the Catasto Baronio with GIS instrument, digitalizing the cadastral particles and giving them the "cultivation quality" expressed in the pages of the *brogliardi.* The comparison of this map with the current map highlights the pemanent signs of the territory. The research studies the way to perceive the landscape of San Marino by his inhabitants, pressing for their partecipation, like the ELC orders. Interviews to stakeholders and a sample survey have consented to point out the expectations of the inhabitants towards the landscape.

Abstract

San Marino presenta una particolare fragilità territoriale, in ragione delle trasformazioni insediative che continuano ad eroderne le risorse ambientali. A partire da tale considerazione è nata la ricerca "*Il paesaggio di San Marino dal Catasto Baronio alla Convenzione Europea*", col proposito di confrontare l'immagine offerta ai visitatori con l'identità paesaggistica restituita dall'analisi delle caratteristiche naturalistico/ambientali, dai documenti storici e dalla percezione degli abitanti. Obiettivo finale è la costruzione di un *manifesto del paesaggio*, che delinei un'identità condivisa e proponga indirizzi di governance in linea con la Convenzione Europea.

Paesaggio e natura. La ricerca parte da un'analisi naturalistico/ambientale del paesaggio, come manifestazione di biodiversità. L'incrocio delle valutazioni sui dati naturalistico/ambientali avviene all'interno di matrici relative a diversi *comparti paesaggistici* basate su un sistema di indicatori capaci di restituire in maniera sintetica le interazioni uomo – ambiente Lo scopo sostanziale è valutare in modo integrato gli elementi che costituiscono l'identità paesaggistico/ambientale sammarinese; individuare e analizzare in modo sistematico i cambiamenti, i problemi prioritari, i rischi cui va incontro il paesaggio.

Paesaggio e storia La ricerca effettua una ricostruzione dettagliata degli usi del suolo in ambiente GIS, ottenuta digitalizzando le particelle (circa 10.500) presenti nel Catasto Baronio e assegnando a ciascuna di esse la "qualità di coltura" derivata dalle pagine dei Brogliardi. Dal confronto delle Carte degli Usi del suolo del Catasto Baronio (1898) e attuale (2005), vengono evidenziate le permanenze (areali, lineari e puntuali) presenti sul territorio.
Paesaggio e partecipazione La ricerca si propone di sondare come il paesaggio sammarinese viene percepito dai cittadini, sollecitandone la partecipazione in riferimento al dettato della Convenzione Europea. Interviste mirate agli stakeholder e un'indagine a campione (questionari inviati a 800 cittadini) hanno permesso di rilevare le aspettative della popolazione nei confronti del paesaggio

---

Una ricerca per rilanciare il paesaggio

La Repubblica di San Marino presenta ad oggi una particolare fragilità ambientale in ragione delle pesanti trasformazioni insediative che, sviluppatesi in larga misura a partire dalla seconda metà del secolo scorso, continuano ad erodere le risorse di un territorio reso vieppiù delicato dalla limitatezza della sua superficie, sfumando progressivamente il confine città/campagna. Se è vero che la parte orograficamente più movimentata (sud-ovest) è rimasta in gran parte inalterata, ancora riconoscibile nei suoi connotati paesaggistico/ambientali originali, viceversa quella che si sviluppa su aree meno impervie (nord-est) è stata quasi completamente snaturata da un'urbanizzazione diffusa, incentivata dalla presenza della cosiddetta "Superstrada", principale arteria di collegamento con Rimini. Ci troviamo di fronte ad un paesaggio che non è più "rurale", ossia caratterizzato soprattutto dalla morfologia agraria e dall'assetto delle coltivazioni, ma che non può essere ancora definito "urbano", poiché connotato da un'edificazione diffusa quasi esclusivamente residenziale, non integrata dalle attrezzature e i servizi tipici della città. E' un paesaggio "in transizione", come molti altri in Italia e all'estero, in cui però la perdita progressiva di valori identitari riconosciuti e condivisi dagli *insider* ha un peso maggiore che altrove, perché mina quel sentimento di appartenenza al luogo, che da sempre costituisce la forza di San Marino e il più forte presupposto della sua plurisecolare indipendenza. A partire da tali considerazioni è nata una ricerca dal titolo "Il paesaggio di San Marino dal Catasto Baronio alla Convenzione Europea"[80], col proposito di confrontare l'immagine attualmente offerta ai visitatori esterni con l'identità paesaggistica della Repubblica per come viene restituita dai documenti storici (Catasto Baronio), dall'analisi delle caratteristiche naturalistico/ambientali e dalla percezione dei suoi abitanti (insider). Obiettivo finale è la costruzione di un "manifesto del paesaggio", ossia una carta "dei diritti e dei doveri", all'interno della quale sia possibile delineare una immagine condivisa delle permanenze storiche e delle invarianti paesaggistico/ambientali e proporre indirizzi e politiche sostenibili, per una governance del territorio in linea con i dettami della Convenzione Europea del Paesaggio. Quest'ultima, sottoscritta anche dalla Repubblica di San Marino nell'ottobre del 2000, intende il paesaggio come "*una determinata parte di territorio i cui caratteri derivano dalla natura, dalla storia umana o dalle reciproche interrelazioni*", e quale "*componente essenziale del contesto di vita delle popolazioni,* espressione della diversità del loro

[80] Ricerca in corso di svolgimento, affidata dalla Fondazione San Marino - Cassa di Risparmio della Repubblica di San Marino – S.U.M.S. ad Anna Laura Palazzo e Biancamaria Rizzo.

comune patrimonio culturale e naturale e fondamento della loro identità". A partire da tali assunti la ricerca indaga il paesaggio sammarinese da un triplice punto di vista: naturalistico, storico e sociologico.

Paesaggio e natura

Se la percezione del paesaggio della gente comune si distanzia da saperi e problematiche di settore, di difficile condivisione, è pur vero che le esigenze di tutela e "riproducibilità" delle risorse ambientali forniscono all'agenda della sostenibilità temi "territoriali" che meritano un trattamento adeguato come il mantenimento della permeabilità dei suoli, la tutela della continuità ambientale ed ecologica a garanzia di una permanenza e varietà dei biotopi, la costituzione di percorsi naturalistici, la regolamentazione e gestione delle riserve naturali, ecc. Partendo da tali presupposti, una sezione della ricerca affronta lo studio degli aspetti naturalistici del paesaggio sammarinese, per come essi sono strutturati (analisi ambientale) e per come appaiono visivamente, in termini di assetti paesaggistici. L'incrocio delle valutazioni sui dati paesaggistici e naturalistico/ambientali avviene all'interno di matrici relative ai diversi *comparti paesaggistici*[81] basate su un sistema di indicatori capaci di restituire in maniera sintetica le interazioni uomo – ambiente. Di fatto l'analisi effettuata affianca le componenti antropizzate, che riguardano gli usi del suolo, l'edificazione, la viabilità e le zone produttive, a quelle naturalistiche costituite da geologia, pedologia, morfologia, idrologia e vegetazione. Per ciascuna di tali componenti viene dato, all'interno della matrice (fig. 1), un giudizio in termini di attribuzione di *valore* e di *criticità* sia paesaggistica che ambientale[82]. Lo scopo sostanziale è valutare in modo integrato gli elementi "invarianti" che caratterizzano l'identità ambientale e paesaggistica sammarinese; identificare e analizzare in modo sistematico i cambiamenti, i problemi prioritari, i rischi cui va incontro il paesaggio, al fine di supportare i processi decisionali riguardanti le future trasformazioni territoriali. A rafforzare tale proposito, per ciascun comparto paesaggistico è stata elaborata anche una scheda in cui vengono evidenziate sia le emergenze geologico/naturalistiche che i sentieri (segnalati e non), al fine di favorire una fruizione del paesaggio legata ad un turismo sostenibile, quale quello di tipo escursionistico.

Paesaggio e storia

Procedendo nell'ottica di una ridefinizione dell'immagine identitaria di San Marino, oltre all'azione conoscitiva e valutativa delle risorse naturalistico/ambientali, è stato condotto uno studio delle strutture insediative storiche e delle pratiche amministrative che ne assicuravano la tutela e la conservazione, attraverso l'utilizzo delle "memorie di governo", ossia gli antichi statuti della Repubblica e i catasti particellari. In particolare l'attenzione si è posta sui catasti storici, che costituiscono la fonte privilegiata per comprendere l'organizzazione territoriale ed economica di un dato luogo, oltre ad offrire spunti interessanti per individuarne le dinamiche sociali e per documentare i modi e le forme di occupazione attraverso le quali esso è stato presidiato.

E' il *catasto Baronio,* redatto nel 1898, ad essere considerato, nell'ambito della ricerca, *terminus post quem* rispetto alla conservazione del paesaggio rurale storico,

[81] I comparti sono quelli individuati all'interno del *Quaderno Verde per la Repubblica di San Marino,* Dicastero Territorio, Ambiente, Agricoltura e Rapporti con A.A.S.P., (1994)

[82] In questa sezione della ricerca viene approfondito uno studio precedentemente sviluppato e pubblicato nel libro: *Il territorio di San Marino. Indirizzi per un paesaggio in trasformazione,* Rizzo *et al*. (2006)

sia per motivi cronologici, sia perché usa una tecnica di rilevazione e sistemazione dei dati più avanzata rispetto ai precedenti, attuando una netta distinzione fra catasto urbano e catasto rustico. La netta distinzione fra terreni ed edifici si riverbera sull'organizzazione dei registri dei brogliardi "rustici" e "urbani", distinti per le nove parrocchie sammarinesi; inoltre, dalla "matricola dei possessori" si deduce un ulteriore frazionamento del territorio: i proprietari censiti sono in tutto 1114.

Matrice per l'individuazione dei valori ambientali e paesaggistici dei comparti

ELEMENTI DI VALUTAZIONE AMBIENTALE E PAESAGGISTICA	CARATTERISTICHE AMBIENTALI E PAESAGGISTICHE DEL COMPARTO H *Torrente del Fosso*						
	Componenti naturali			*Componenti antropizzate*			
	Geologia Morfologia Pedologia	*Idrologia*	*Copertura vegetale*	*Uso del suolo*	*Viabilità*	*Edificazione*	*Zone produttive*
VALORI AMBIENTALI	Terreno argilloso con prevalenza di argille grigio-azzurre. Buona stabilità per le aree poco acclivi e a buona copertura	Il reticolo idrografico presenta elevata densità di drenaggio, con pattern detritico	Vegetazione forestale rilevante nelle aree a parco con impianti artificiali di conifere. Piccole macchie sparse di Roverella e flora alveolare sui corsi d'acqua	Notevole presenza di seminativo a cereali o a coltura di rinnovo in rotazione con Medica Numerosi impianti di vigneti e oliveti sia specializzati che consociati			
CRITICITA' AMBIENTALI	Fenomeni di erosione intensiva e concentrata nelle aree calanchive, frane, colate e crepe	Per la bassa permeabilità la circolazione idrica sotterranea è modesta o assente.			Effetto barriera causato dalla Superstrada	Processo insediativo tendente alla conformazione ad *anello che* prelude ad un possibile fenomeno d'insularizzazione Consumo di suolo causato da diffusione insediativa	
VALORI PAESAGGISTICI	Paesaggio collinare ondulato, versanti poco acclivi eccetto i calanchi a morfologia più aspra		Vegetazione forestale e agraria. Numerosi i vigneti e gli oliveti	Paesaggio rurale caratterizzato dalla presenza di colture agrarie specialistiche			
CRITICITA' PAESAGGISTICHE					Impatto visivo determinato dalle quinte della Superstrada	Impatto legato alle lottizzioni sorte su terreni coltivati a oliveti e vigneti	Impatto legato all' area produttiva di Murata

Fig. 1 Matrice esemplificativa

Il metodo applicato dalla ricerca si pone come obiettivo la ricostruzione dettagliata degli usi del suolo in ambiente GIS, ottenuta digitalizzando tutte le particelle (circa 10.500)[83] presenti nel *catasto Baronio* e assegnando a ciascuna di esse la "qualità di coltura" derivata dalle pagine dei brogliardi (fig. 2). Dal confronto, ottenuto attraverso l'omogeneizzazione delle legende, tra la Carta degli Usi del suolo al 1898 e la Carta degli Usi del suolo attuale è stato possibile evidenziare le permanenze "areali" presenti sul territorio relative soprattutto agli "usi" (coltivazioni specialistiche, boschi, calanchi). D'altro canto, la ricostruzione del sistema insediativo descritto nel Catasto Baronio, in rapporto con la morfologia del terreno (fig. 3), ha reso possibile il confronto col sistema insediativo esistente, restituito dalle basi cartografiche attuali, in modo da evidenziare le permanenze di carattere "puntuale" (edifici, cisterne, pozzi) e "lineare" (strade, fossi, canali), che costituiscono segni, per quanto frammentari, ancora riconoscibili e riconosciuti del sistema insediativo storico e che, come tali, meritano di essere tutelati e valorizzati, ad esempio creando una rete di attrezzature e strutture funzionali a supportare un'offerta agrituristica che, al momento, è completamente inesistente.

[83] Il lavoro di ricostruzione cartografica è stato effettuato da Marco Biordi

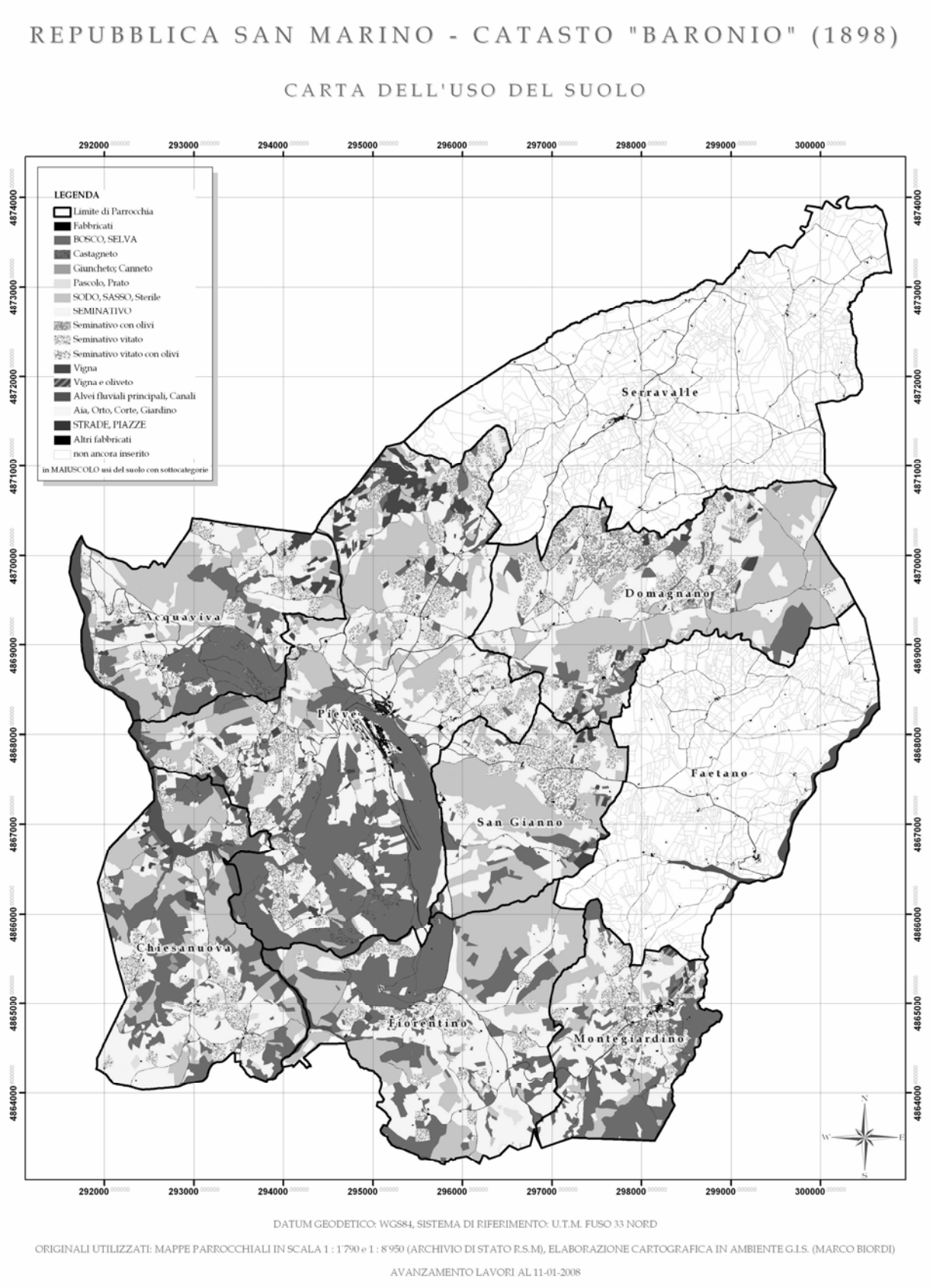


Fig. 2, Ricostruzione della Carta degli Usi del suolo del 1898 (work in progress)

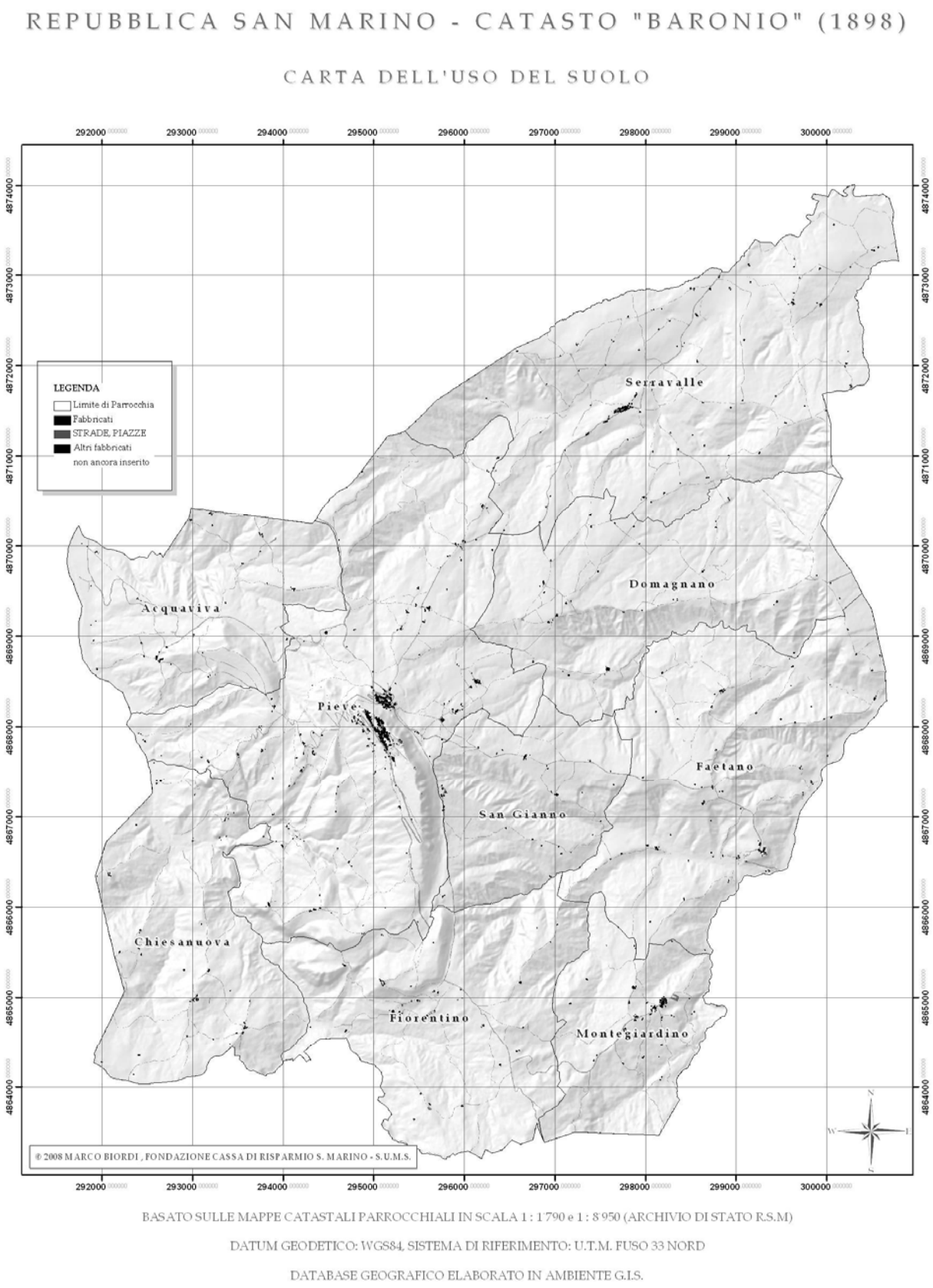


Fig.3 Ricostruzione insediamenti in rapporto con la morfologia dal catasto Baronio

Paesaggio e partecipazione

Questa parte della ricerca, che intercetta i "paesaggi del quotidiano", risulta particolarmente delicata e innovativa poiché, a livello metodologico, introduce un'attenzione al paesaggio percepito dagli abitanti, secondo il dettato della Convenzione Europea che fa riferimento a obiettivi di qualità paesaggistica pertinenti con le "*aspirazioni delle popolazioni per quanto riguarda le caratteristiche paesaggistiche del loro contesto di vita*".

Di fatto a San Marino, su una visione del paesaggio come bene comune è prevalso, fino ad ora, un modello insediativo basato sostanzialmente su una dimensione del vivere introversa (il bene casa con le sue pertinenze), che ha prodotto la progressiva perdita di un'identità condivisa. Obiettivo fissato dalla ricerca è la ri-costruzione di una sorta di "paesaggio partecipato", utile a forme di confronto tra le diverse parti coinvolte nei processi di governance (tecnici, amministratori, associazioni di categoria e privati cittadini).

Giungere ad un allineamento tra "sapere comune" e "saperi esperti" sui valori identitari del paesaggio sammarinese può rivelarsi utile per identificare e perseguire obiettivi condivisi di qualità ambientale e paesistica. Il metodo utilizzato, basato su un'indagine rivolta a cittadini appartenenti a fasce di età e classi sociali diversificate, è stato supportato da interviste ad alcuni stakeholder[84] in merito alle politiche in essere o previste che riguardano direttamente o indirettamente la gestione del paesaggio (commercio, turismo, agricoltura, protezione ambientale).

I questionari, che hanno raggiunto un campione di 800 persone, successivamente elaborati in un apposito database (figg. 3), sono incentrati sulla correlazione tra stili ed aspirazioni di vita e livello di percezione delle qualità del paesaggio e delle sue problematicità; in particolare nella parte finale sono espressi dei quesiti a risposta libera atti a sondare la preferenza attribuita alle diverse categorie di paesaggio (urbano, rurale, naturale), la presenza nei diversi paesaggi di elementi "turbativi" che si vorrebbero eliminare e il grado di percezione della modificazione di alcuni paesaggi del passato ritenuti importanti per l'identità sammarinese e, come tali, ricordati con nostalgia.

[84] Sono stati intervistati i rappresentanti di: Consorzio Terra di San Marino, Unione Sammarinese Commercianti – USC, Ufficio Gestione Risorse Agricole e Ambientali –UGRAA, Unione Sammarinese Operatori Turistici – USOT, Consorzio San Marino 2000, Organizzazione Sammarinese degli Imprenditori – OSLA

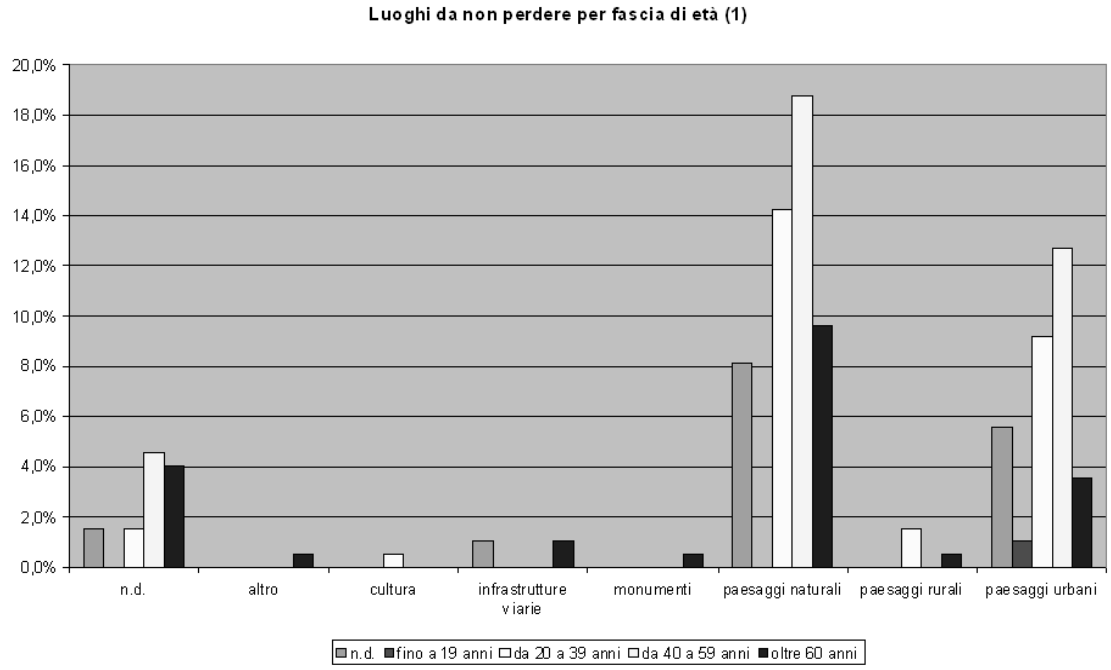


Fig. 4 Alcune elaborazioni del database basato sui questionari

TRASFORMAZIONI DELLA COPERTURA VEGETALE E NATURALITÀ DEL PAESAGGIO

M.C. Mariani[1], G. Villani[2], M. Gherardi[1], G. Vianello[1], M. Speranza[1]

[1]Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agroambientali, Alma Mater Studiorum Università di Bologna, Viale Fanin 44, 40127 Bologna, Italy. e-mail: maria.speranza@unibo.it
[2]Dipartimento di Economia ed Ingegneria Agraria, Alma Mater Studiorum Università di Bologna, Viale Fanin 50, 40127 Bologna, Italy.

Plant cover transformations and landscape naturalness
We present here a study concerning the territory of the municipality of Borgo Tossignano, notable because of its particular location close both to the plain and to the mountain belt. We compared four land use maps, dating from 1955 – 1976 – 1994 – 2003 by means of a GIS. Agricultural areas affected by abandonment dynamics over the period 1955-1976 are today mainly occupied by semi-natural vegetation *sensu* Westhoff (1983). In the space of 30-50 years an important part of the studied territory increased its naturalness from level A2 (anthropic vegetation – agricultural cultivations) to level B7 (semi-natural vegetation), corresponding to a middle position on the Westhoff scale. The shape index calculations of the patches involved in the naturalness recovering dynamics, however, show disturbance and fragmentation conditions of the corresponding habitats.

Abstract
Utilizzando una serie di carte di uso del suolo georeferenziate, e mediante il supporto di un GIS, sono state analizzate le trasformazioni della copertura vegetale verificatesi nel territorio del comune di Borgo Tossignano (Bologna) nel periodo 1955-1976-1994-2003. Dinamiche di abbandono, particolarmente importanti nel periodo 1955-1976, ma presenti su tutto l'arco temporale considerato, hanno comportato un decremento della presenza antropica e l'instaurarsi di comunità vegetali prevalentemente ascrivibili a vegetazione seminaturale *sensu* Westhoff (1983). Il calcolo di alcuni indici di forma evidenzia tuttavia condizioni di frammentazione e di disturbo per gran parte di queste comunità, influenzando negativamente i livelli di naturalità stimati sulla base delle sole tipologie vegetazionali riconosciute. Un'analisi della struttura del paesaggio risulta dunque opportuna per orientare correttamente scelte di pianificazione e gestione.

Ricerca finanziata con fondi PRIN 2005, Progetto "Le trasformazioni del paesaggio del territorio rurale: le ragioni del cambiamento e possibili scenari futuri".

Introduzione

A partire dagli anni '50 del secolo scorso ad oggi, in molti paesi europei si è assistito al verificarsi di cambiamenti nell'uso del suolo che hanno determinato da un lato fenomeni di incremento della presenza antropica, nelle aree più favorevoli all'esercizio di pratiche agricole intensive e/o allo sviluppo economico, dall'altro fenomeni di abbandono nelle aree marginali, più svantaggiate e meno idonee agli insediamenti

umani (Taillefumier & Piégay, 2003; Mottet *et al*., 2006; Falcucci *et al*., 2007; Reger *et al*., 2007). In queste ultime, i fenomeni di abbandono delle tradizionali pratiche colturali hanno innescato dinamiche di recupero da parte della vegetazione spontanea, con conseguente incremento nella naturalità dei territori interessati.

All'ampia documentazione esistente circa la diffusione di tali tendenze, non si accompagna peraltro un'altrettanto ampia e dettagliata valutazione del livello di naturalità raggiunto dalla vegetazione di neoformazione presente nei territori interessati da questi fenomeni (Biondi & Colosi ,2006), né una valutazione delle caratteristiche strutturali del nuovo paesaggio vegetazionale collegato ai fenomeni stessi (Wrbka *et al*., 2004). Tali valutazioni sarebbero indubbiamente assai utili per orientare correttamente scelte di pianificazione e gestione.

Sulla base di queste considerazioni e con riferimento al territorio del comune di Borgo Tossignano (Bologna), nel presente contributo ci si propone non solo di descrivere le principali tendenze dinamiche nell'uso del suolo, che hanno caratterizzato gli ultimi 50-60 anni, ma anche di fornire una valutazione in termini quantitativi delle qualità del paesaggio vegetale originato da tali modificazioni. Per la sua particolare posizione geografica, vicina da un lato alle aree altamente produttive della pianura padana, dall'altro alle aree marginali della fascia dell'alta collina e montagna, il territorio prescelto si presta ad essere considerato come un modello di riferimento delle opposte dinamiche che hanno caratterizzato le modificazioni di uso del suolo dell'ultimo cinquantennio, anche in territori di assai più ampie dimensioni.

Il territorio studiato

Il territorio del comune di Borgo Tossignano, situato nella prima fascia collinare dell'Appenino bolognese, si estende su una superficie di 2915 ha, a quote comprese tra 100 m s.l.m. e 500 m s.l.m. A settentrione confina con il comune di Casalfiumanese, interamente sviluppato nella pianura, mentre a sud confina con il comune di Fontanelice che si protende verso il crinale appenninico tosco emiliano. Il territorio del comune di Borgo Tossignano è attraversato in direzione NW-SE dagli affioramenti della Vena del Gesso Romagnola, importante emergenza geologico-naturalistica, che individua nel territorio in questione due porzioni con caratteristiche geomorfologiche e litologiche differenti. Le diverse caratteristiche fisiche determinano anche un diverso uso del suolo e un diverso tipo di paesaggio nelle due parti del territorio comunale. Nella porzione settentrionale, con morfologie più dolci, predominano le colture di cereali e i prati alternati al bosco, nella porzione meridionale, a morfologie più scoscese, predominano i frutteti alternati a piccoli lembi boscati. La zona corrispondente alla Vena del Gesso Romagnola e le porzioni di territorio ad essa circostanti costituiscono parte del territorio del SIC-ZPS IT4070011.

Materiali e metodi

Il territorio del comune di Borgo Tossignano è stato in primo luogo analizzato riguardo alle trasformazioni nell'uso del suolo verificatesi nel periodo 1955-2003. Si sono per questo utilizzate quattro carte dell'uso del suolo georeferenziate, relative agli anni 1955, 1976, 1994, 2003, elaborate in ambiente GIS con il software IDRISI Kilimanjaro. Per poter effettuare confronti omogenei tra le quattro cartografie, le corrispondenti legende sono state riclassificate secondo le categorie di uso del suolo *CORINE Land Cover* di primo livello (1. territori artificiali, 2. territori agricoli, 3. territori boscati e ambienti seminaturali, 4. ambienti umidi, 5. ambienti delle acque). Sulla base

dei confronti eseguiti (1955-1976, 1976-1994, 1994-2003) si è definita per ogni unità elementare del territorio studiato la sequenza di trasformazioni d'uso cui essa è stata sottoposta nell'arco dell'intero periodo considerato. Con riferimento alle categorie previste dalla legenda adottata, tali sequenze di trasformazioni d'uso del suolo sono state memorizzate in un'apposita mappa georeferenziata (carta delle dinamiche d'uso di figura 2)

Il territorio del comune di Borgo Tossignano è stato inoltre oggetto di un'ulteriore indagine riguardante la vegetazione naturale e seminaturale presente all'anno 2007. Per questo si è effettuata una fotointerpretazione di immagini satellitari ad elevata risoluzione, riprese nell'anno 2003. I fototipi riconosciuti mediante fotointerpretazione sono stati oggetto di verifica in campo e ricondotti alle categorie di habitat previste dal *CORINE Biotopes Manual* (Commission of the European Communities, 1991), almeno fino al terzo livello. Il lavoro di fotointerpretazione e di riconoscimento degli habitat ha quindi consentito di redarre una carta degli habitat per il territorio considerato. Questo documento è stato utilizzato per valutazioni quantitative circa la naturalità del paesaggio vegetazionale, secondo la scala proposta da Westhoff (1983), organizzata in 4 classi principali e 13 classi secondarie.

Risultati

Dal confronto tra le quattro cartografie di uso del suolo sono state ricavate le principali sequenze di modificazione d'uso nell'arco di tempo considerato. Tali sequenze possono essere indicate come: 1) agricolo-agricolo-agricolo-agricolo (AAAA); 2) agricolo-agricolo-agricolo-naturale/seminaturale (AAAN); 3) agricolo-naturale/seminaturale-naturale/seminaturale-naturale/seminaturale (ANNN); 4) naturale/seminaturale-naturale/seminaturale-naturale/seminaturale-naturale/seminaturale (NNNN). La distribuzione di tali dinamiche sul territorio è rappresentata in figura 1. La sequenza dinamica prevalente è rappresentata dalla persistenza agricola (AAAA), che interessa complessivamente una superficie pari al 40.9% del territorio. Seguono in ordine di importanza: la persistenza del naturale/seminaturale (NNNN, 13.9%), il passaggio da agricolo a naturale/seminaturale tra il 1955 e il 1976 (ANNN, 10.5%) e il passaggio da agricolo a naturale/seminaturale tra il 1994 e il 2003 (AAAN, 4.1%). Complessivamente, in un cinquantennio, la superficie interessata da vegetazione ricadente nella categoria 3 di uso del suolo (territori boscati e ambienti seminaturali) raddoppia di estensione, rappresentando nel 2003 il 29% dell'intero territorio. Altre modificazioni d'uso, compresa la trasformazione di aree agricole o naturali/seminaturali in aree urbane (da 0.7% del territorio nel 1955 a 3.7% nel 2003), interessano complessivamente il 30.6% del territorio.

Le dinamiche sopra ricordate risultano però diversamente distribuite nella porzione settentrionale e meridionale del territorio, a nord e a sud dell'affioramento della Vena del Gesso. La sequenza AAAA è nettamente più diffusa nella porzione meridionale rispetto a quella settentrionale (50.0% e 32.7%, rispettivamente). All'opposto la sequenza NNNN prevale nella porzione settentrionale rispetto a quella meridionale (16.7% a nord, 10.8% a sud) e, ugualmente, la sequenza ANNN (16.2% a nord, 4.1% a sud). Non esistono differenze di rilievo, invece, per la sequenza AAAN (3.6% a nord, 4.7% a sud) e per le dinamiche di altro tipo, complessivamente considerate (30.8% a nord, 30.4% a sud).

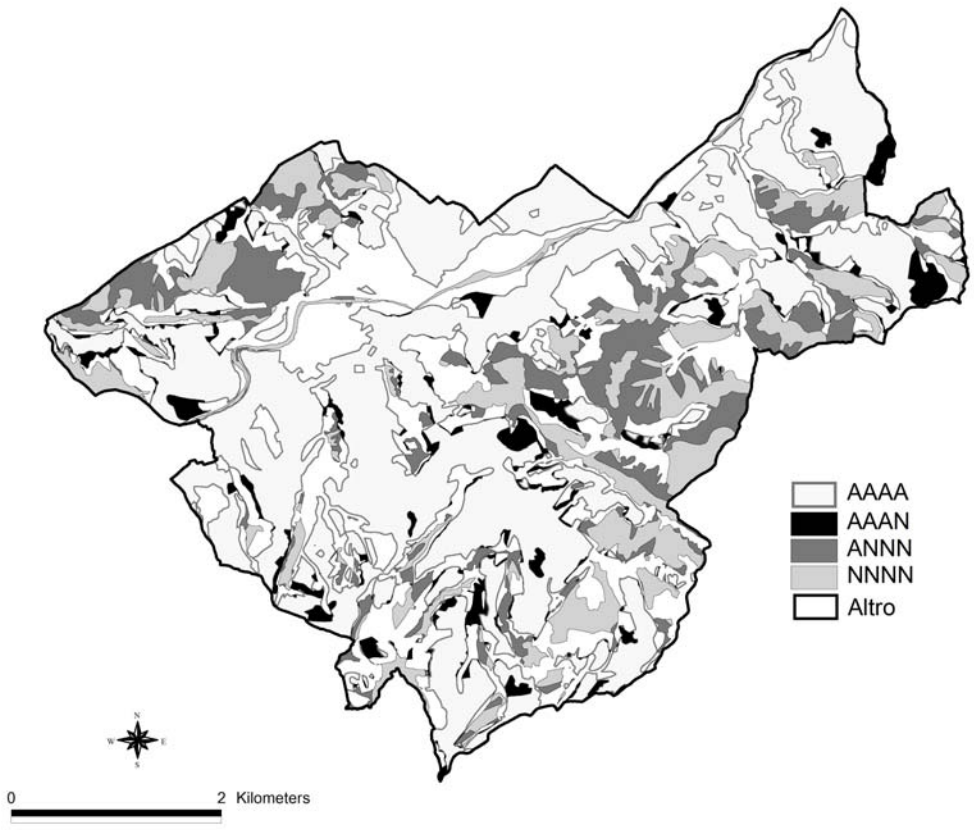


Figura 1 Carta delle trasformazioni d'uso del suolo nel comune di Borgo Tossignano, secondo la categorie *CORINE Land Cover* di primo livello, nel periodo 1955-2003. Per la spiegazione della legenda, vedi testo al paragrafo Materiali e Metodi.

A seguito delle modificazioni d'uso descritte, si è venuto a creare nell'arco di tempo considerato un paesaggio vegetazionale che è stato oggetto di un'analisi dettagliata riguardo ai tipi di habitat presenti e alla loro estensione. In figura 2 è riportata una versione semplificata, per motivi di rappresentazione grafica, con le sole categorie di secondo livello, della carta degli habitat secondo *CORINE Biotopes*.

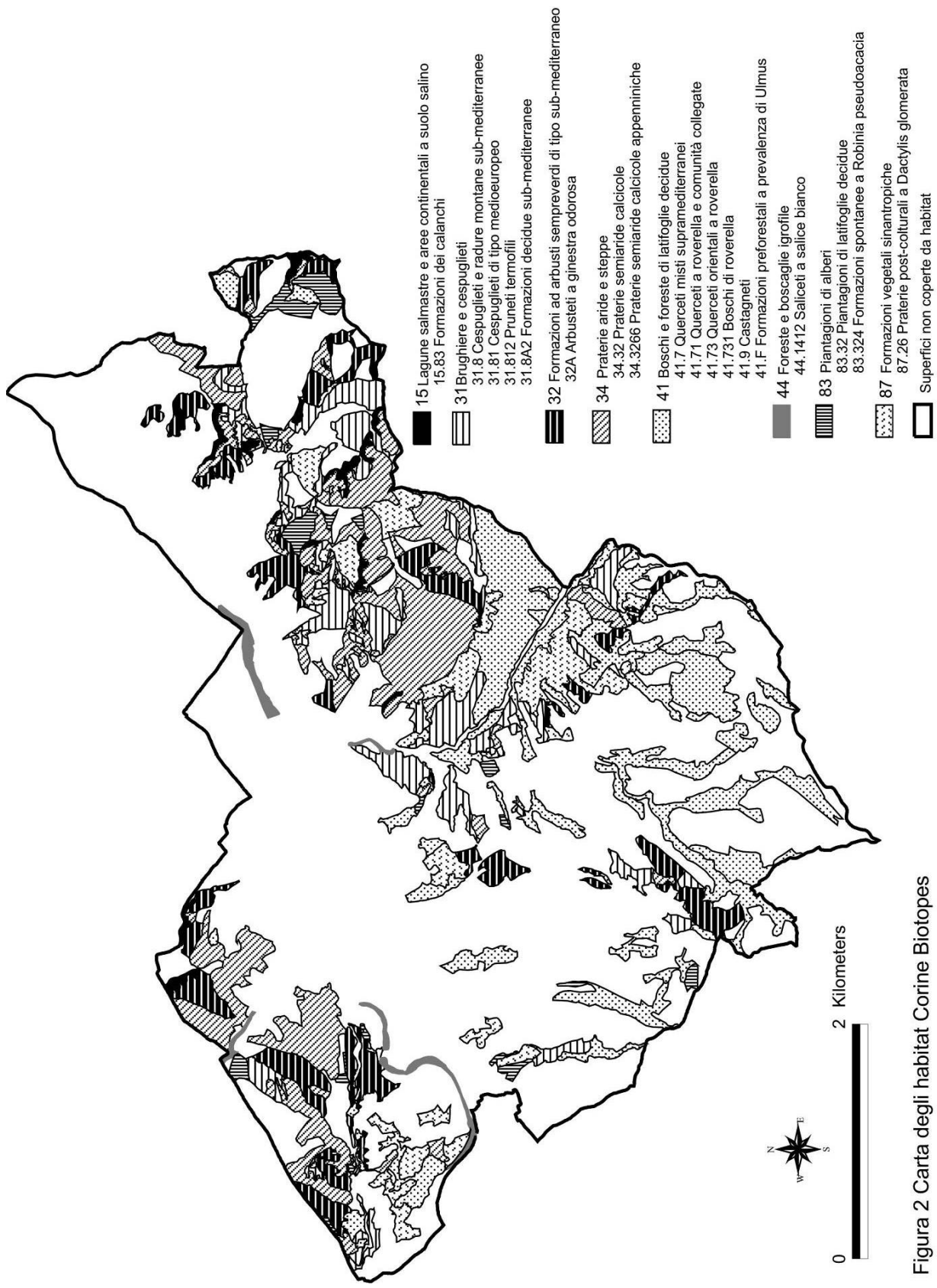


Figura 2 Carta degli habitat Corine Biotopes

In realtà il documento effettivamente prodotto, rispetto al quale sono state effettuate le elaborazioni statistiche, considera l'estensione spaziale degli habitat riconosciuti almeno fino al terzo livello.

Complessivamente, gli habitat ascrivibili a vegetazione naturale/seminaturale occupano il 39.5% (1151 ha) dell'intero territorio, con una diversa importanza nel settore settentrionale e in quello meridionale. Nella porzione settentrionale gli habitat con vegetazione naturale/seminaturale occupano infatti il 45.7% del territorio e ne rappresentano la frazione prevalente, accanto al 32.7% di superficie occupata da colture agricole e al 21.6% di superficie occupata da insediamenti urbani, infrastrutture e altro. Nella porzione meridionale gli habitat con vegetazione naturale/seminaturale occupano invece il 32.6% del territorio, le colture agricole ne occupano il 50%, minore è l'importanza delle superfici classificabili come altro (17.35%). Con riferimento più specifico agli habitat effettivamente presenti, le praterie semiaride calcicole rappresentano l'habitat più diffuso (18.3%) nella porzione settentrionale, seguite da brughiere e cespuglieti (7.8%), cespuglieti a *Spartium* (7.2%) e boschi supramediterranei (5.3%). Gli habitat maggiormente diffusi nella porzione meridionale sono invece i boschi supramediterranei (12.4%), seguiti dalle comunità ruderali a *Dactylis glomerata* (5.6%).

Dal calcolo di alcuni parametri relativi alla struttura del paesaggio vegetazionale attuale, con riferimento ai soli habitat appartenenti a vegetazione naturale/seminaturale risulta che le *patches* hanno in media una superficie di 5 ha, con una densità dei margini di 274.3 m/ha e indice di forma medio pari a 1.88. La parte settentrionale del territorio ha tuttavia *patches* di dimensioni tendenzialmente minori (mediana pari a 1.86 ha, contro 2.74 ha; differenza significativa per P=0.006), una minore densità dei margini (262.02 m/ha a nord, 293.42 m/ha a sud).

Con riferimento a singoli habitat, le *patches* occupate da habitat di tipo forestale (querceti misti e formazioni preforestali a *Ulmus*) hanno indici di forma le cui medie sono statisticamente differenti nelle due porzioni di territorio. In particolare, per l'habitat dei querceti misti supramediterranei risulta un indice di forma medio pari a 2.28 nella parte sud, e a 1.49 nella parte nord (P=0.026); per l'habitat delle formazioni preforestali a *Ulmus* risulta un indice di forma medio pari a 2.12 nella parte sud e a 1.48 nella parte nord (P=0.003).

Un'ulteriore caratterizzazione del paesaggio del territorio studiato è stata fatta attribuendo ciascuno degli habitat riconosciuti a una classe di naturalità secondo la scala proposta da Westhoff (1983) per valutare la naturalità della vegetazione. Tale scale prevede, in ordine crescente, quattro categorie principali di naturalità: vegetazione antropogena, vegetazione seminaturale, vegetazione subnaturale, vegetazione naturale. Sono previste ulteriori suddivisioni delle quattro categorie principali, per un totale di 13 classi. La carta della naturalità vegetazionale, dedotta dalla carta degli habitat, è rappresentata in figura 3. Per una migliore confrontabilità e omogeneità di tale carta con la carta degli habitat, la vegetazione antropogena corrispondente alle sottocategorie da 0 a 3 (0=suolo privo di vegetazione per cause naturali o antropiche; 1=verde artificiale; 2=colture agrarie; 3=colture da legno) è stata mantenuta distinta dalla vegetazione antropogena della sottocategoria 4 (boschi artificiali).

Le categorie di naturalità indicate in carta rappresentano rispettivamente il 61%, l'1.5%, il 27%, il 9.5% e l'1% dell'intero territorio. Ma le medesime categorie si distribuiscono in maniera differente nella porzione settentrionale e meridionale di questo. In particolare nella parte settentrionale le categorie di naturalità sopra ricordate

rappresentano rispettivamente il 54.3%, l'1.9%, il 36.4%, il 6.1% e l'1.3%, mentre nella parte meridionale rappresentano rispettivamente il 67%, lo 0.5%, il 16.5%, il 15.7%, lo 0%. Senza considerare la vegetazione antropogena, in assoluto prevalente e maggiormenta diffusa nella porzione meridionale del territorio (56.2% a nord, 67.5% a sud), gli habitat censiti appartengono per lo più a vegetazione seminaturale nella porzione settentrionale e in pari misura a vegetazione seminaturale e subnaturale nella porzione meridionale.

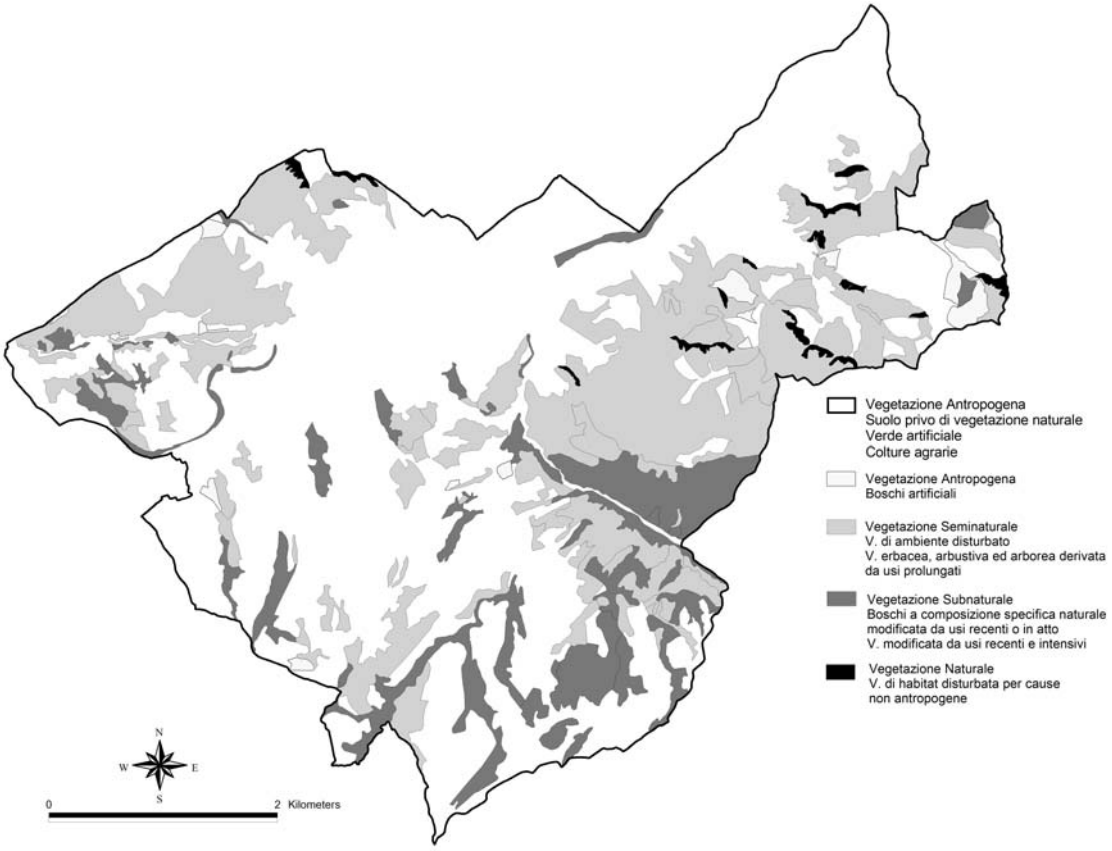


Figura 3 Carta della naturalità vegetazionale per il territorio del comune di Borgo Tossignano.

Discussione e conclusioni

Nel corso degli anni 1955-2003 il comune di Borgo Tossignano ha mantenuto in una parte significativa del suo territorio (41%) l'uso agricolo e in una parte non trascurabile (14%) la presenza di territori boscati e ambienti seminaturali preesistenti rispetto al 1955. Una parte ugualmente non trascurabile, circa 15% del territorio è passata dall'uso agricolo a condizioni di maggiore naturalità, soprattutto tra il 1955 e il 1976 (11%).

Il passaggio dall'agricolo al naturale/seminaturale è avvenuto prevalentemente nella porzione settentrionale del territorio, assumendo però connotati di un abbandono non totale, in un qualche modo attenuato dal punto di vista qualitativo. Gran parte delle superfici non più coltivate dal 1955, sono infatti occupate da formazioni prative seminaturali, che denunciano il permanere di una presenza antropica. Nella porzione

meridionale del territorio il fenomeno dell'abbandono dell'agricolo è stato molto più modesto in termini quantitativi, avendo riguardato solo il 4% della superficie totale, mentre il mantenimento dell'utilizzo agricolo ha riguardato ben il 50% della superficie totale. Il fenomeno dell'abbandono è stato però più intenso dal punto di vista qualitativo. Le aree non più coltivate sono state effettivamente abbandonate e si sono trasformate in cespuglieti di vario tipo e in formazioni pre-forestali a prevalenza di *Ulmus minor*. In questa porzione di territorio, la naturalità della copertura vegetale raggiunge il terzo livello della scala utilizzata. L'analisi di alcuni parametri della struttura del paesaggio, mette però in evidenza una condizione qualitativamente inferiore del paesaggio vegetazionale, soprattutto per il maggiore sviluppo delle zone di margine, in genere, e per le forme più irregolari delle *patches* appartenenti agli habitat di maggiore naturalità.

Le diverse sfaccettature qui messe in luce, anche se riguardanti un fenomeno, quale quello delle modificazioni d'uso del suolo, ampiamente conosciuto e studiato nei suoi aspetti generali, indicano con chiarezza l'opportunità di ricorrere ad analisi di dettaglio, che coinvolgano vari caratteri del territorio (uso del suolo, vegetazione e sue caratteristiche, struttura del paesaggio) per un migliore inquadramento del fenomeno analizzato e per orientare opportunamente le scelte gestionali.

Riferimenti bibliografici

Biondi E. & Colosi L. (2005) Environmental quality: an assessment based on the characters of the plant landscape. *Plant Biosystems* 139(2): 145-154.

Commission of the European Communities (1991) *CORINE Biotopes Manual - Habitats of the European community*. Directorate General Environment, Nuclear Safety and Civil Protection, Luxembourg.

Falcucci A., Maiorano L. & Boitani A. (2007) Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape Ecology* 22: 617-631.

Mottet A., Ladet S., Coqué N. & Gibon A. (2006) Agricultural land-use change and its drivers in mountain landscapes: a case study in the Pyrenees. *Agriculture Ecosystems & Environment* 114: 296-310.

Reger B., Otte A. & Waldhardt R. (2007) Identifying patterns of land-cover change and their physical attributes in a marginal European landscape. *Landscape and Urban Planning* 81: 104-113.

Taillefumier F. & Piégay H. (2003) Contemporary land use changes in prealpine Mediterranean mountains: a multivariate GIS-based approach applied to two municipalities in the Southern French Alps. *Catena* 51: 267-296.

Westhoff V. (1983) Man's attitude towards vegetation. W. Holzner, M.J.A. Werger & I. Ikusima (Eds.), *Man's impact on vegetation*, Junk, Den Haag 7-24.

Wrbka T., Erb K-E., Schulz N.B., Peterseil J., Hahn C. & Harbel H. (2004) Linking pattern and process in cultural landscapes. An empirical study based on spatially explicit indicators. *Land Use Policy* 21: 289-306.

POSTER

LA GOVERNANCE DEL PAESAGGIO. TUTELA E PREVENZIONE DEI BENI CULTURALI E AMBIENTALI

S. Baiani, A. Valitutti

Dipartimento ITACA, Facoltà di Architettura "L. Quaroni", "La Sapienza" Università di Roma, Via Flaminia, 70, 00196 Roma
e-mail: serena.baiani@uniroma1.it, antonella.valitutti@uniroma1.it

---

Landscape governance. Safeguard and prevention of cultural and environmental heritage
The identification of cultural and environmental heritage subjected to the different typologies of risk is an essential factor to program the priorities of prevention (preventive measures) and to plan the emergency procedures finalized to reduce the damages determined by the calamitous events (mitigate measures). The holistic and circular character and the systemic approach allow to dissolve the separation between actions of mitigation and prevention: the "care", as true therapy, develops functions of prevention, since it allows to reach a state of more efficient equilibrium inside the co-evolutive dynamics among human and natural systems. An intervention of prevention, systemically appropriate, guarantees a therapy for external problems to the specific objectives for which it has been projected and realized. The quality maintenance of the landscape implicates, therefore, to think in terms of trial, in which the action of prevention becomes, in a responsibly way, a project of care behavior, a whole interconnected activity, in a frame of systemic and multifunctional interventions, to integrate the territory management within coherent limits with the abilities of auto-regeneration of the landscape systems, through a planning based on strategies of protection and exploitation. In this way, the governance of the landscape delineates a methodological-operational guide to administrative cooperation and transversal normative, that is reflected, inevitably, in the formulation of answers (structural or operational) and in the monitoring of the relationship between planning and management actions.

Abstract
La ciclicità delle situazioni di crisi determinate da eventi di origine naturale e/o da attività antropiche e gli impatti derivanti dalle pressioni sugli ecosistemi e sulle risorse culturali, dimostrano che l'attuale relazione tra sistema umano e naturale si pone non solo in termini di "attenzione" per un evento eccezionale ed imprevedibile, che richiede interventi contingenti e straordinari, ma anche di "interesse" per un evento probabile, riconducibile alla *mappa territoriale dei rischi*, preesistente rispetto alla manifestazione dell'evento distruttivo, che può essere oggetto di azioni preventive. L'identificazione dei beni culturali ed ambientali *esposti* alle diverse tipologie di rischio è fattore indispensabile per programmare le prioritarie attività di prevenzione (*misure preventive*) e pianificare le procedure di emergenza finalizzate a ridurre i danni determinati dall'evento calamitoso (*misure mitigative*). Il carattere olistico e circolare dell'approccio sistemico permette di dissolvere la netta separazione tra *mitigazione* e *prevenzione*: se la "cura" è vera terapia, svolge anche funzioni di prevenzione, poiché permette di raggiungere uno stato di equilibrio più efficiente all'interno delle dinamiche coevolutive

tra sistema umano e sistema naturale; un intervento di prevenzione, *sistemicamente appropriato,* garantisce una terapia anche per problemi *esterni* agli obiettivi specifici per cui è stato progettato e realizzato. Il mantenimento della qualità del paesaggio, dunque, implica di ragionare in termini di processo, in cui l'azione di prevenzione diventa un *progetto di cura responsabilmente condotta,* un insieme di attività interconnesse, in un quadro di interventi sistemici multifunzionali, in grado di integrare la gestione del territorio entro limiti coerenti con le capacità di autorigenerazione dei sistemi paesistici, attraverso una progettazione incentrata su strategie di protezione e valorizzazione.

Premessa

Se lo spostamento progressivo delle istanze conservative e di tutela dagli oggetti ai sistemi di relazioni, dai beni ai sistemi di beni si va consolidando sul piano dei principi e degli orientamenti nazionali ed internazionali, occorre riconoscere che questi aspetti sono, tuttora, fortemente contraddetti sul piano delle politiche e delle pratiche sociali. È a questo livello, infatti, che la cultura tecnica e scientifica deve porre l'attenzione, ed in particolare la pianificazione - che si misura con i problemi del paesaggio e dell'ambiente alla scala di "area vasta" - non può evitare di tenere conto della complessificazione dei processi di "*governance*" e della capacità di attirare risorse, endogene ed esogene al sistema locale. I principi su cui si impronta la *governance* propongono una maggiore apertura nel processo di programmazione delle politiche tese allo sviluppo equilibrato del territorio, in modo da assicurare una presenza più ampia dei cittadini e delle organizzazioni alla definizione e presentazione di tali politiche: per la formulazione di una *governance* equa e partecipativa, si richiede un ampio coinvolgimento di tutti gli attori che intervengono alla gestione del territorio, sia a livello internazionale che a livello locale. In quest'ottica la *governance* del paesaggio delinea un percorso metodologico-operativo basato sulla cooperazione amministrativa e sulla trasversalità normativa che si riflette, inevitabilmente, nella formulazione di risposte (strutturali o operative) e nel monitoraggio delle ricadute delle azioni pianificatorie e gestionali.

La vulnerabilità del patrimonio culturale

La governance sostenibile del territorio fa riferimento al patrimonio culturale, costituito dal sistema dei beni culturali e dei beni paesaggistici, caratterizzato dalla dimensione spaziale, in cui si afferma la "condizione materica" del bene e si definisce il sistema delle relazioni tra elementi di interesse artistico, storico, archeologico, paesaggistico, attraverso la comprensione dell'articolato rapporto con il supporto fisico e con il contesto storico-ambientale in un ambito ristretto ed ampliato. La presenza del "sistema bene" genera, infatti, uno sviluppo - economico, edilizio, infrastrutturale - che induce importanti effetti sulla crescita del territorio (distretto culturale), pur determinando potenziali effetti negativi in termini di degrado e perdita: l'azione di conservazione e valorizzazione del sistema delle risorse identitarie richiede, quindi, una profonda comprensione dei processi di stratificazione dei contesti locali attraverso la lettura delle interazioni tra quadri conoscitivi delle risorse e dei rischi ambientali, dinamiche insediative, pratiche di vita e di lavoro delle società locali e valori culturali e simbolici, in termini di vulnerabilità e sensibilità. Nella prospettiva di un governo delle risorse culturali e paesaggistiche è pertanto necessario conoscerne la peculiare vulnerabilità. In tale concetto possono essere riconosciute tre componenti fondamentali: la sensibilità dell'entità culturale-paesaggistica considerata alle pressioni ambientali; la rinnovabilità

(spontanea o artificiale) dell'entità culturale-paesaggistica considerata una volta che sia stata pregiudicata; il ruolo dell'entità culturale-paesaggistica considerata nel sistema.

La vulnerabilità del sistema dei beni paesaggistici andrà, pertanto, considerata a livello delle unità ecosistemiche (in questo caso l'obiettivo è quello di individuare le modalità attraverso cui possono essere scardinati gli equilibri ecologici complessivi) ed a livello delle singole specie (in questo caso l'obiettivo è quello di proteggere specie significative, indipendentemente dal fatto che la scomparsa di una specie comporti o meno la rottura degli equilibri complessivi); la vulnerabilità peculiare del sistema dei beni culturali, intesa come suscettibilità al degrado per condizioni intrinseche, insieme alla natura e alla intensità delle pressioni a cui è esposto (pericolosità territoriale) nell'ambito dei sistemi di appartenenza, andrà fronteggiata attraverso opportuni interventi di conservazione programmata, condizione fondamentale per un intervento affidabile, incentrato sulla conoscenza delle condizioni di stato del bene-supporto-contesto nelle differenti componenti (naturali, bioclimatiche ed antropiche) al fine di individuare gli elementi di valore ed i livelli di vulnerabilità e rischio, presupposti per un'azione di prevenzione.

Le criticità del "sistema bene", nella duplice componente biofisica ed antropica, sono riconducibili ad azioni derivate da fenomenologie di tipo naturale (rischio naturale) che più di altre possono avere incidenza sulla statica dei monumenti (quali sisma, frane e dissesti, esondazioni, valanghe, vulcanismo, dinamica dei litorali); di tipo ambientale (inquinamento aria-acqua e degrado superfici-materiali) riconducibili ad aspetti differenziati del potenziale danno (alterazioni superficiali e profonde, stress fisico); di tipo antropico (rischio antropico), ovvero azioni che direttamente o indirettamente possono determinare una alterazione dello stato del bene o modificare il contesto in cui è ubicato (fattori di pressione quali concentrazione/densità insediativa, flussi turistici, condizioni di abbandono, usi non compatibili…). In particolare, gli effetti indotti da alcune attività umane costituiscono un elevato fattore di pericolosità (connessa alle condizioni di pericolosità ambientale) sul "sistema bene", in quanto il rischio antropico è un rischio multiplo e complesso che tiene conto di più di un fenomeno riferibile all'intervento dell'uomo e può, in alcuni casi, essere anche un rischio correlato.

La valutazione degli impatti immediati di eventi calamitosi di origine naturale e/o antropica evidenzia i legami e le interconnessioni tra lo stato dell'ambiente, l'integrità degli ecosistemi e la sicurezza degli insediamenti e delle popolazioni: gli ecosistemi naturali agiscono, in diversi casi, a protezione delle aree e degli insediamenti, mitigando o minimizzando gli impatti; una scarsa gestione ambientale ed il degrado delle risorse naturali determinano una perdita della protezione e aggravano gli impatti. Ecosistemi compromessi, modificati e degradati si sono, spesso, dimostrati meno capaci di sopportare la forza degli eventi e sono stati meno flessibili nell'assorbimento degli effetti. Tali fattori sottolineano il ruolo chiave che la conservazione degli ecosistemi ed una corretta gestione ambientale giocano nella salvaguardia del paesaggio e del patrimonio culturale-naturale. Un aspetto chiave consisterà, pertanto, nella coerente pianificazione delle attività di gestione, che dovranno essere attuate attraverso un sistema di adaptive management, standardizzazione di sistema del ciclo del progetto che consente di riorientare periodicamente le attività sulla base dei successi o degli errori realizzati dal progetto. La stima delle vulnerabilità sul sistema culturale-paesaggistico permetterà, quindi, di definire adatte operazioni di governo, orientate alla individuazione di situazioni prioritarie per interventi di consolidamento di situazioni

fragili; situazioni da sottoporre prioritariamente a controlli specifici; aree che richiedono particolare attenzione nella valutazione dell'impatto prodotto da nuovi interventi.

Tutela e prevenzione dei beni culturali e paesaggistici

Le attività di prevenzione e mitigazione dei rischi, intesa come processo di programmazione, esecuzione e gestione di interventi atti a ridurre i possibili fattori di vulnerabilità e pericolosità ambientale e antropica, rappresentano una strategia valida ed efficace per la tutela, conservazione e valorizzazione del patrimonio storico-culturale, paesistico, ambientale. Ridurre la vulnerabilità del "sistema bene" e ripristinare l'integrità fisica si affermano come obiettivi prioritari di azioni d'intervento coerenti, coordinate e programmate, basate sulla conoscenza delle condizioni specifiche, finalizzate alla prevenzione per limitare le situazioni di rischio, orientate al recupero del bene, alla durabilità ed alla manutenibilità dell'intervento secondo un approccio sistemico.

Nella definizione delle misure di protezione preventiva e di difesa integrata, le scelte tecnologiche si pongono come fondamentali riferimenti all'interno di un processo conservativo che dalla fase conoscitiva e diagnostica, attraverso la programmazione e la progettazione dell'intervento, arriva alla realizzazione e gestione fino al controllo ed al monitoraggio. L'innovazione tecnologica, infatti, nella permanente attitudine al cambiamento ed all'adattività, pone l'attenzione alle implicazioni ed agli effetti determinati dall'influenza delle componenti di natura materiale ed immateriale del contesto sul "sistema bene", in coerenza con possibili strategie, indirizzi, principi e criteri di intervento che derivano dall'applicazione di una concezione evolutiva e dinamica dell'ambiente costruito. Nella fattispecie, l'innovazione apre la strada verso nove potenzialità, che se bene amministrate, possono incidere positivamente sulla qualità dei risultati. La prevenzione/riduzione del rischio comporta, infatti, la programmazione di interventi volti ad agire contemporaneamente su due fattori fondamentali quali l'esposizione, tramite la valutazione dei fattori di concentrazione/distribuzione territoriale degli elementi esposti al rischio (popolazione, beni, attività); e la vulnerabilità, applicando azioni complesse volte alla riduzione della vulnerabilità dei sistemi areali, lineari e delle reti. I principi di valutazione e contenimento dei rischi, da un lato, e di precauzione, dall'altra, definiscono due dimensioni complementari ed integrate nell'adozione di misure preventive, limitando il rischio ad un livello minimo compatibile con il tenore socialmente accettabile: la strategia di precauzione si riferisce ad un orizzonte temporale ampio finalizzato alla conservazione delle risorse per le generazioni future, coerente con il principio di sostenibilità degli interventi, sulla base di un processo progettuale che dalla valutazione conduce alla scelta delle strategie di gestione e comunicazione del rischio. È' auspicabile dunque che il ruolo e la funzionalità dei "sistemi ambientali" siano riconosciuti come "valori esposti" ad un determinato elemento di perturbazione e vengano maggiormente considerati nell'ambito della problematica generale della riduzione del rischio.

Riferimenti bibliografici

Menoni S. (2006) *La salvaguardia di valori storici, culturali e paesistici nelle zone sismiche italiane. Proposte per un manuale,* Gangemi Editore, Roma
Caravaggi L. (2002) *Paesaggi di paesaggi,* Meltemi, Roma
Ingegnoli V. (1993) *Fondamenti di Ecologia del Paesaggio,* Città Studi, Milano

DINAMICHE DI PAESAGGI CULTURALI IN PROGETTI DI PIANIFICAZIONE CONTEMPORANEA. COSTRUZIONE DI UN MODELLO INTERPRETATIVO

E. Bertè

Università di Trento – Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, Via Mesiano 77, 38050 Trento. e-mail: elena.berte@ing.unitn.it

---

Dynamics of cultural landscapes in contemporary planning projects
This contribution is part of an ongoing PhD research which elaborates on the structure and function of contemporary cultural landscapes and provides a method to examine and support their dynamics. A literature overview shows deep knowledge about historic cultural landscapes and on the other hand little attention concerning the study (analysis, meaning and evaluation of presence) of contemporary cultural landscapes. The research aims to provide tools to detect and support such dynamics in contemporary projects. A number of criteria have been identified within spatial planning practices, landscape ecology and historic cultural landscapes: the results are synthesized in the cultural landscapes dynamics interpretative model.

Abstract
Il contributo è parte di una ricerca in corso presso la scuola di dottorato in Ingegneria Ambientale (Università di Trento). In particolare si approfondisce il tema del paesaggio culturale e si fornisce un metodo per analizzarne e supportarne le dinamiche. Da letteratura risulta chiara la consapevolezza riguardo strutture e funzioni dei paesaggi culturali storici. Appare altresì evidente la minore attenzione per studi di analisi, significato e valutazione di presenza di dinamiche di paesaggi culturali contemporanei. Si intendono fornire alcuni strumenti in grado di cogliere e incentivare tali dinamiche attraverso una ricerca di criteri all'interno di pratiche di pianificazione territoriale, di ecologia del paesaggio e dall'analisi di alcuni esempi storici. I risultati si sintetizzano nel modello interpretativo di dinamiche di paesaggi culturali che mira a riconoscere empiricamente le dinamiche in progetti contemporanei, e fornisce focus di attenzione per l'elaborazione di progetti futuri nell'ottica dello sviluppo del paesaggio culturale contemporaneo.

Introduzione

Il lavoro si posiziona all'interno delle ricerche sulla sostenibilità territoriale, che intendono comprendere le interazioni tra sistemi sociali e naturali al fine di orientare processi e azioni. Lo studio dei paesaggi culturali, in cui è riconosciuta una relazione ottimale tra usi – intesi come azioni con vantaggi per il sistema insediativo umano – e risorse – intese come beni e valori naturali e culturali – risulta centrale nell'ottica del paradigma dello sviluppo sostenibile applicato allo sviluppo dei territori contemporanei. Lo scopo della ricerca è quello di elaborare un modello analitico interpretativo in grado di cogliere all'interno di progetti di pianificazione contemporanea, in particolare infrastrutture lineari, dinamiche di paesaggi culturali e di fornire dei focus di attenzione applicabili alla pianificazione di progetti futuri nell'ottica dello sviluppo del paesaggio culturale contemporaneo.

Criteri guida per lo sviluppo del modello

La ricerca di criteri guida si è sviluppata all'interno delle discipline dell'ecologia del paesaggio e della pianificazione territoriale, e attraverso l'analisi di alcuni paesaggi culturali storici legati alla realizzazione di infrastrutture lineari. I criteri identificati si riepilogano e strutturano all'interno del modello.

Strumenti e criteri dalla costruzione del paesaggio culturale storico

Gli esempi storici presi in considerazione riguardano il paesaggio della centuriazione romana e il paesaggio della ferrovia negli anni del suo primo sviluppo, di cui si sono analizzate le caratteristiche fisico/strutturali, ecosistemiche e socio/culturali.

La *centuriazione romana* è uno degli esempi completi di progettazione di paesaggio culturale, strutturato a partire dagli interventi di bonifica, alla infrastrutturazione, alla destinazione d'uso e arricchito di significati simbolico - culturali in cui la società locale si identifica. Gli aspetti riportati di seguito sintetizzano gli esiti colti dall'analisi:

- si genera da un programma/sistema complesso che funziona per progettazione e integrazione di diversi elementi fisici/strutturali, ecosistemici, sociali
- a partire dalla delimitazione del tracciato stradale, la centuriazione progetta l'assetto territoriale ambientale (bonifiche, regimentazioni), agricolo/produttivo, urbano, sociale, di trasporto
- è un progetto territoriale che apporta valore ambientale (uomo come generatore di diversità ecosistemica), produttivo, di trasporto e comunicazione (rete stradale), sociale e identitario (fornisce lavoro, regola la suddivisione della proprietà, introduce aspetti religiosi – le pietre di confine delle centurie si onorano come divinità)
- si basa su dimensioni a misura d'uomo, con gestione e uso prevalentemente locali

Il paesaggio risultante è ordinato, ricco di diversità, simbolico, identitario, *culturale* (ha valenza ecosistemica, ricchezza di varietà, e socio-economica, trasmette una modalità di uso territoriale efficace e compatibile con le esigenze locali – paesaggio comprensibile, chiaramente leggibile come interfaccia uomo/risorse)

Il modello è sostenibile anche perché durevole. E' riconosciuto il valore nel tempo il modello è replicabile perché efficace.

La *ferrovia* negli anni del suo primo sviluppo rispecchia in grande misura interessi e necessità della società locale. Nasce infatti come sistema di trasporto che collega fra loro le diverse realtà e i diversi mercati locali. Gli aspetti riportati di seguito sintetizzano gli esiti colti dall'analisi del sistema ferroviario:

- esiste una profonda unione tra sviluppo delle ferrovie/stazioni e sviluppo urbano (profonda ristrutturazione dell'assetto urbano)
- la ferrovia ha carica simbolica, sinonimo di progresso basato su modernità e unione
- unisce e canalizza gli interessi economici (legami tra mercati locali/realtà sociali)
- spesso la spinta a collegarsi è manifestata dalle province/dai territori locali, i progetti acquisiscono dimensione provinciale/locale
- le reti ferroviarie attraversano e nel contempo servono il territorio. Sono punteggiate da numerose piccole stazioni

Strumenti e criteri dall'ecologia del paesaggio

Il paesaggio culturale è un sistema complesso:

- l'ecologia del paesaggio fornisce strumenti e criteri per analizzarne e garantirne le dinamiche.
- esamina i sistemi complessi (in particolare connessione, scambio di informazioni e interazioni tra sistemi, meta-stabilità, efficienza, eterogeneità…)
- fornisce strumenti per indirizzare azioni migliorative/correttive riguardo gli aspetti fisionomico strutturali del paesaggio: matrici, corridoi, macchie, mosaico ambientale
- sottolinea l'importanza e fornisce criteri per incentivare usi multifunzionali del territorio al fine di impedire l'impoverimento dell'ecosistema e la banalizzazione del mosaico ambientale (diseconomia legata ad un errato consumo di suolo)
- fornisce criteri per analisi multi scalari (analisi a grande scala, esamina le esigenze del sistema e previene incompatibilità, analisi specifica, valuta gli aspetti puntuali)
- fornisce strumenti per stimare i limiti di crescita compatibili con le esigenze dei sistemi

Strumenti e criteri dalla pianificazione del territorio

La pianificazione del territorio fornisce criteri che regolano l'attività antropica e strumenti che supportano le esigenze sociali attraverso la progettazione. I punti seguenti sottolineano dei criteri di attenzione legati a buone pratiche di pianificazione:

- analizza le necessità e gli interessi sociali endogeni, come ad esempio la volontà di connessione con altri territori.
- l'attività di pianificazione si relaziona con il patrimonio culturale della società locale, studiandolo, analizzandolo e favorendone lo sviluppo
- utilizza strumenti e contributi esogeni (direttive, convenzioni…) forniti per controllare azioni portate avanti a livelli sovra-locali che gravano sull'uso dei territori locali
- mira a realizzare un progetto territoriale complesso al cui interno si trovano dei focus, progetti specifici (espansioni urbane, infrastrutture lineari…)
- utilizza piani a diverse scale (piani integrati). Piani d'area vasta per garantire le esigenze del sistema ecologico ma principalmente sociale - economico. Piani e programmi locali per focalizzare aspetti locali intesi come parte di un insieme
- fornisce strumenti per garantire dinamiche di sviluppo locale attraverso l'apertura del processo decisionale (partecipazione come progettazione condivisa)
- la flessibilità del processo di pianificazione permette l'uso di strumenti stra-ordinari per la definizione progettuale (studi aggiuntivi elaborati da istituzioni o associazioni, modelli presi a riferimento) e incentiva la valutazione di soluzioni diverse/alternative

Modello interpretativo di dinamiche di paesaggi culturali

Lo schema seguente riepiloga i risultati ottenuti e associa alle caratteristiche del paesaggio culturale una voce del modello, qui sintetizzato.

D I N A M I C H E D I P I A N I F I C A Z I O N E	
PAESAGGIO CULTURALE, CARATTERISTICHE	1. DINAMICHE SOCIO-TERRITORIALI
IL P.C. RICHIEDE CONSAPEVOLEZZA DEGLI ABITANTI RIGUARDO PROBABILI MUTAMENTI	**1.1** ***valore aggiunto alla cultura territoriale*** **- forza dibattito locale legato al progetto**
IL P.C. E' UN ARCHIVIO: SENSIBILITA' E CONOSCENZA STORICA SONO ESSENZIALI PER GARANTIRNE LE DINAMICHE	**1.2** ***dinamiche del patrimonio culturale*** **(specialistica: studi esistenti e applicati, comune: associazioni, gruppi d'interesse)**
IL P.C. NASCE DALLE NECESSITA' DELLE	**1.3** ***interesse locale*** **- volontà di**

SOCIETA' LOCALI	**connessione espressa dal contesto locale**
NEL P.C. LE SOCIETA' LOCALI SONO ATTORI PRINCIPALI. E' NECESSARIO CHE ISTITUZIONI ESTERNE AIUTINO A REGOLARE LE DINAMICHE ESOGENE	**1.4 *influenze e responsabilità esogene* (strumenti per gestire azioni 'globali' che ricadono su territori locali)**
PAESAGGIO CULTURALE, CARATTERISTICHE	2. DINAMICHE SOCIO-ECOLOGICHE
NEL P.C. LE REGOLE DELLE MATRICI NATURALE E SOCIALE SONO INTEGRATE	**2.1 *analisi multi - scala* (analisi a scala vasta e analisi specifiche)**
IL P.C. E' GARANTITO DALLA CONOSCENZA DELLA MATRICE NATURALE	**2.2 *conoscenze del contesto locale* (specialistica: studi esistenti e applicati, comune: associazioni, gruppi d'interesse)**
IL P.C. E' GARANTITO DA COMPATIBILI INTERAZIONI TRA MATRICE ANTROPICA E NATURALE	**2.3 *stima dei limiti di crescita*-compatibilità per garantire i processi dei sistemi**
IL P.C. E' CARATTERIZZATO DA GRANDE ETEROGENEITA' (VARIETA' DI USI)	**2.4 *garantire multifunzionalità* - pianificare l'infrastruttura in un sistema complesso**
PAESAGGIO CULTURALE, CARATTERISTICHE	3. DINAMICHE DI PROGETTO strumenti
IL P.C. E' UN PROGETTO TERRITORIALE CHE INTEGRA DIVERSI PROGETTI SPECIFICI	**3.1 *progetto territoriale* - infrastruttura come focus di un progetto complesso**
IL P.C. IMPLICA UN'INTERRELAZIONE CHIARA TRA DIVERSE SCALE	**3.2 *piani multi scala* - piani d'area vasta (per chiarire interazioni tra sistemi) e focus**
NEL P.C. STORICO LE COMUNITA' SONO GLI ATTORI PRINCIPALI (PRODUZIONE, USO, GESTIONE). IL P.C. CONTEMPORANEO INTEGRA USO LOCALE E SOVRA-LOCALE	**3.3 *uso e gestione del progetto* - utilizzatori "globali" integrati ai locali, gestione sovra-locale integrata alla locale**
P.C.: BENE LOCALE E PUBBLICO. SI BASA SUL SENSO DI APPARTENENZA COMUNITARIO	**3.4 *apertura del processo decisionale* a comunità di luogo e interesse**
IL P.C. E' RADICATO IN UN TERRITORIO. STUDI AD HOC EVIDENZIANO SPECIFICITA' E APPORTANO VALORE AGGIUNTO (know-how)	**3.5 *flessibilità - strumenti stra-ordinari*_(studi non canonici, attivazione di progetti pilota, valutazione di alternative)**
I P.C. SONO MODELLI REPLICABILI/EFFICACI	**3.6 *uso di modelli nazionali - internazionali***
I P.C. CONTEMPORANEI NECESSITANO DI RICERCA E SPERIMENTAZIONE	**3.7 *evoluzione progettuale e culturale* rispondenze tra teoria e scelte progettuali**
I P.C. SONO LEGGIBILI COME INTERFACCIA TRA UOMO E RISORSE (IMPARARE DAL P.C.)	**3.8 *modello progettuale esportabile per qualità e coerenza*?**

Riferimenti bibliografici

Dematteis G. & Governa, F. (2005) *Territorialità, sviluppo locale, sostenibilità: il modello SLoT*, Franco Angeli, Milano

Farina A. (2004) *Verso una scienza del paesaggio,* Perdisa editore, Bologna

Gibelli G. & Padoa-Schioppa E. (2002) *Aspetti applicativi dell'ecologia del paesaggio: Conservazione, Pianificazione e Valutazione Ambientale Strategica,* atti VII Congresso Soc. Italiana Ecologia del Paesaggio, Milano

Romani V. (1994) *Il Paesaggio. Teoria e pianificazione,* Franco Angeli, Milano

Tress B. *et al.* (2000) *Recommendations for Future Landscape Research. International conference on multifunctional landscapes,* Roskilde, DK, October 2000, http://www.geo.ruc.dk/vlb/ws1-recom.pdf

ZOOTECNIA E GOVERNANCE DEL TERRITORIO: IL CASO DELL'ALTA MURGIA

E. Ciani[1], L. Tedone[2] e M. Fracchiolla[2]

[1] Dipartimento di Fisiologia Generale ed Ambientale, Università degli Studi di Bari, via Amendola, 165/A, 70126 Bari, Italy. e-mail: elenaciani@biologia.uniba.it
[2] Dipartimento di Scienze delle Produzioni Vegetali, Università degli Studi di Bari, via Amendola, 165/A, 70126 Bari, Italy.

Animal production and environmental governance plans: the case study of Alta Murgia

Alta Murgia is a karstic area that covers a 100.000 hectares area in the western part of the Province of Bari (Apulia, Southern Italy). Its high "ecological" value is highlighted by the inclusion within the S.C.I. (Site of Communitarian Interest, Council Directive 92/43/EEC) and S.Z.P. (Special Zone of Protection, Council Directive 79/409/EEC) perimeters. Part of this area is also included within the "National Park of Alta Murgia". The vegetation history of this place shows how Alta Murgia is a "cultural and social" environment more than a simple "natural" environment. As a consequence, all projects aiming to the protection and valorisation of this area need to pay attention on how to integrate "anthropic" factors and environmental resources, as also stated by the Principle 22 in the Rio Declaration on Environment and Development (1992). Based on this hypothesis, livestock farms, historically active in Alta Murgia as a main anthropization factor, could play a major role in monitoring and preserving local environmental equilibria (hydrogeology, flora and fauna), in combining human needs and natural resources, as well as in boosting socio-economic development in this marginal area. Due to its long-established agro-pastoral vocation, Alta Murgia, if supported by appropriate development policy interventions, can propose itself as an "open air" laboratory, where to experience a modern concept of product quality, made of interconnected factors such as nature, plant and animal genetic resources, technological knowledge and local culture.

Abstract

La denominazione "Alta Murgia" indica un territorio della Provincia Nord di Bari, vasto circa 100.000 Ha, che si estende tra la Fossa Bradanica e le depressioni vallive che si adagiano verso la costa adriatica. Il particolare valore anche "ecologico" di queste aree è stato sottolineato dalla loro inclusione nella perimetrazione delle aree SIC e ZPS. Parte di quest'area, inoltre, è inserita nella perimetrazione del "Parco Nazionale dell'Alta Murgia". La fito-storia dei luoghi dimostra che questo paesaggio, oltre che naturale, può essere definito "culturale e sociale"; accanto a trasformazioni recenti, infatti, si possono notare forme storiche che hanno "costruito" nei secoli nuovi equilibri, cancellando, forse definitivamente, anche la possibilità di comprenderne i lineamenti originari. Pertanto, qualsiasi progetto di protezione e valorizzazione di questo territorio non può trascurare l'inscindibilità tra valori antropici e risorse ambientali, come anche affermato dal Principio 22 della Dichiarazione di Rio di Janeiro sull'Ambiente e lo Sviluppo (1992), nel quale si legge <Le popolazioni e le comunità indigene e le altre collettività hanno un ruolo vitale nella gestione dell'ambiente e nello sviluppo, grazie alle loro conoscenze e pratiche tradizionali…>. Sulla base di queste ipotesi, l'azienda zootecnica, da sempre

presente su questo territorio come principale fattore di antropizzazione, si configura, da un lato, come strumento elettivo per il controllo, a livello locale, degli equilibri floro-faunistici e geopedologici, e rappresenta, dall'altro, luogo di sintesi tra risorse umane ed ambientali, nonché possibile volano di sviluppo socio-economico. La tradizionale vocazione agro-pastorale del territorio, in sinergia con adeguate politiche di sviluppo, possono candidare oggi l'Alta Murgia a laboratorio nel quale sperimentare una qualità "moderna" dei prodotti, composta da fattori intrinsecamente inscindibili, quali natura, risorse genetiche vegetali ed animali, sapienza tecnica e cultura dei luoghi.

L'Alta Murgia

Con tale denominazione si indica il territorio della Provincia Nord di Bari, vasto circa 100.000 Ha, che si estende tra la Fossa Bradanica e le depressioni vallive protese verso la costa adriatica. Dal punto di vista geologico, l'altipiano murgiano (340 - 679 m s.l.m.) è prevalentemente caratterizzato da formazioni calcaree del Cretaceo appartenenti all'unità litologica del calcare di Bari e di Altamura, formazioni il cui spessore può raggiungere fino a 3.000 metri. Gli insediamenti urbani, nelle loro piante originarie, circondano questo territorio senza mai invaderlo, diramando in esso solo gli agri dai confini assai frastagliati. La posizione geografica della Murgia, oltre alla sua conformazione geomorfologia, le conferiscono caratteristiche assimilabili a quella di "un'isola": un'isola climatica, caratterizzata da accentuata ventilazione, estati secche ed inverni spesso rigidi, ma anche un'isola paesaggistica, se si pensa al confronto brusco con la costa adriatica, con i suoi centri urbani congestionati, o con la Fossa Bradanica. Per questa sua ideale frattura rispetto a tutto il contesto paesaggistico, sociale ed economico pugliese, l'Alta Murgia costituisce oggi un'attraente e stimolante opportunità per la sperimentazione di strumenti moderni e multidisciplinari di pianificazione del sistema "paesaggio" in chiave olistica.

L'attuale valore ambientale

Il particolare valore ecologico dell'altipiano murgiano è attualmente sottolineato dalla sua inclusione nella perimetrazione delle aree SIC (Sito di Interesse Comunitario ai sensi della Direttiva 92/43/CEE) e Z.P.S. (Zone di protezione Speciale, ai sensi della Direttiva Comunitaria 79/409/CEE). Entrambe le aree (che, nel caso dell'Alta Murgia, sostanzialmente coincidono), portano questo territorio a far parte della Rete ecologica Natura 2000, voluta dall'Unione Europea per la salvaguardia di habitat naturali e seminaturali o habitat di specie di particolare valore biologico ed a rischio di estinzione. Nell'ambito, inoltre, di tali perimetrazioni, un'area di 67.739 Ha è stata adibita, con Delibera Regionale n. 290 del 25 marzo 2003 (ai sensi della L. 426/98) a Parco Nazionale. Un atto, quest'ultimo, che costituisce una pietra miliare nel cambiamento di atteggiamento socio-politico nei confronti dell'altipiano murgiano, del quale, tuttavia, non si può trascurare la singolarità. Nel Parco dell'Alta Murgia, infatti, diversamente da quanto accade in molti altri Parchi Nazionali, la predominanza degli spazi ad uso agro-zootecnico fa sì che le specie e gli habitat di interesse conservazionistico siano intimamente dipendenti dalle pratiche e dalle strategie aziendali.

L'uomo, scenografo del paesaggio murgiano

L'Alta Murgia deve, quindi, essere considerato un paesaggio "culturale e sociale" prima ancora che "naturale", se si pensa a quanto la storia del paesaggio sia qui strettamente interconnessa alla storia dell'uomo, in continuo equilibrio dinamico con

l'ambiente fisico e biologico. Soprattutto la fitostoria di questo territorio a mostrare come il suo sistema ecologico, oltre ad essere ovviamente influenzato da situazioni geologiche e climatiche, sia anche il "prodotto" di una attività antropica susseguitasi nel corso dei secoli. Accanto alle più note trasformazioni recenti, infatti, si possono individuare forme storiche, che hanno "costruito" nei secoli nuovi equilibri del paesaggio, cancellando, forse definitivamente, anche la possibilità di comprenderne i lineamenti originari (Amico, 1954). Da quanto esposto consegue l'esigenza imprescindibile di adottare, nello studio, nella protezione e nella valorizzazione dell'Alta Murgia, un approccio basato sull'unicità ed inscindibilità del sistema "uomo-ambiente". Si tratta, in altri termini, di ispirarsi ad un progetto di "sviluppo endogeno", governabile ed accettato dagli attori locali, oltre che basato su fattori di competitività fortemente radicati sul territorio e non dettati da modelli esterni (Principio 22 della Dichiarazione di Rio di Janeiro del 1992).

Sostenibilità ambientale: l'azienda zootecnica, luogo di sintesi tra tutela e valorizzazione

Sulla base di queste premesse, emerge chiaramente non soltanto come l'attività zootecnica possa risultare compatibile con gli obiettivi di tutela e salvaguardia di un sistema ambientale così complesso quale quello della Murgia, ma anche come proprio l'azienda zootecnica abbia in sé tutte le potenzialità per svolgere un ruolo partecipativo ed attivo nella pianificazione, progettazione e gestione paesaggistico-ambientale. Essa, infatti, per sua propria natura, non solo contribuisce significativamente a preservare la memoria storica, paesaggistica e culturale locale, ma assicura, al contempo, un presidio costante del territorio, contribuendo alla prevenzione di fenomeni di dissesto idrogeologico, incendio, abbandono di rifiuti e degrado ambientale. Proprio la storia paesaggistica e ambientale dell'Alta Murgia dimostra come, con la disgregazione delle "masserie", centri produttivi agricolo-zootecnici, si sia passati ad uno stato di pressoché totale monocoltura cerealicola e, quindi, di banalizzazione sia botanica che paesaggistica (AA.VV., 2002).

Sostenibilità economica: la ricomposizione, in chiave moderna, dell'azienda zootecnica

Quale zootecnia? - Il sistema zootecnico murgiano è nella condizione di sviluppare una propria competitività sul mercato delle produzioni tipiche e di qualità, candidandosi a diventare un laboratorio nel quale sperimentare una qualità "moderna" dei prodotti, composta da fattori inscindibili, quali natura, risorse genetiche vegetali ed animali, sapienza tecnica e cultura dei luoghi. La giusta strategia di mercato è quindi collocarsi in un segmento culturalmente avanzato che unisce la qualità ai servizi e, soprattutto, legare intimamente l'immagine del prodotto a quello dell'ambiente nel quale viene realizzato.

Il recupero degli ex-coltivi - Uno studio fito-sociologico delle successioni secondarie in coltivi abbandonati dell'areale murgiano, evidenzia livelli di biodiversità vegetale rapidamente crescenti, passando dal campo abbandonato da 1 anno, all'incolto di 4 anni ed, infine, al pascolo. (Fracchiolla e Tedone, 2006). Tale dato ci permette di considerare positivamente l'efficacia di interventi che favoriscano la conversione a pascolo di terreni precedentemente coltivati.

Il valore aggiunto delle produzioni: il pascolamento - L'alimentazione al pascolo è una fonte ricca di molecole biologicamente attive trasferibili al prodotto finito e favorisce,

nei prodotti di origine animale, la presenza di sostanze ad azione salutistica (Lucas et al., 2003), oltre che organolettica (Bugaud et al., 2002). Il ricorso al pascolamento consentirebbe di ottenere produzioni con un valore bio-nutrizionale insostituibile particolarmente richieste dai mercati più qualificati.

Il recupero di razze autoctone – Il recupero genetico della razza ovina Altamurana e la riconversione delle aziende zootecniche all'allevamento di questa popolazione autoctona dell'areale alto-murgiano consentirebbe di soddisfare sia le esigenze del mercato delle produzioni tipiche in termini di disponibilità di materie prime (latte e carne) rispondenti a specifici requisiti qualitativi che la richiesta di alimenti prodotti con tecniche "environmental friendly". La maggiore adattabilità delle popolazioni autoctone agli agenti nosologici locali permetterebbe, infatti, un ridotto approccio chemioterapico al controllo delle patologie infettive ed infestive, con conseguente riduzione del rilascio di residui ad azione farmacologica nell'ambiente e negli alimenti stessi. In aggiunta, l'allevamento della pecora Altamurana sostanzierebbe, fortificandolo, il legame delle produzioni alimentari con il "terroir" d'origine. Di riflesso, ciò conferirebbe alla zootecnia murgiana, oltre che un valore di produzione anche, e soprattutto, un valore di servizio alla conservazione della biodiversità animale, come espressamente previsto nell'obbiettivo 5 (paragrafo 5.1.1.1) del "Piano Nazionale sulla Biodiversità" (D.M. 97/568 *del 15 Maggio 1997).*

Riferimenti bibliografici

Amico A. (1954) *Fitostoria descrittiva della provincia di Bari,* Atti e relazioni dell'Accademia Pugliese delle Scienze, vol. XII, parte II, Bari.

AA.VV. (2002) *Studi per Il Piano di Area del Parco dell'Alta Murgia-Rapporto finale*. A cura di Politecnico di Bari, Regione Puglia, Provincia di Bari.

Fracchiolla M. & Tedone L. (2006). *Indagini preliminari sulla flora spontanea in ex-coltivi della Murgia Nord-Occidentale*. II Convegno Nazionale sulle Piante Mediterranee. Bari, 27 settembre -1 Ottobre, 172.

Bugaud C.; Buchin S.; Hauwuy A. & Coulon J.B. (2002). *Texture et flaveur du fromage selon la nature du pâturage: cas du fromage d'Abondance.* INRA Prod Anim 15: 31-36

Lucas V.; Michel N.; Ballot E.; Rock J.B.; & Coulon J.B. (2003). *Relation entre les conditions de production du lait et les teneurs en composés d'intérêt pour la santé dans les fromages.* Proc. 5th International Meeting on Mountain Cheeses, 11-12 sept. 2003, Arèches F.

ANALISI DEL PAESAGGIO NEI PSIC DEL FIUME FORTORE (MOLISE E PUGLIA) PER LA DEFINIZIONE DI UNA STRATEGIA GESTIONALE UNITARIA

A. Bernardoni[1], F. Minunno[2], P. Mairota[2]

[1]KEPOS Studio tecnico forestale, Via Banco n. 3, 70020 Bitetto (BA)
e-mail: kepos@libero.it
[2]Dipartimento di Scienze delle Produzioni Vegetali Università degli Studi di Bari
Via G. Amendola 165/A 70126 Bari

Landscape analysis in the SACs of the Fortore river (Molise and Puglia, southern Italy) for the identification of a common management planning strategy

This study attains the whole corse of teh River Fortore (Campania, Molise, Puglia, in Italy) which links three Special Areas of Conservation (SACs) for the Natura 2000 network (IT8020010, IT7282248 e IT9110002). The study aims at gaining insights on the spatial cohesion of sub and semi-natural landscape elements, with reference to the main disturbance factors at the landscape scale, in order to suggest a unifying management strategy for the three SACs. Sub and semi-natural landscape elements were identified via aerial photographs interpretation and their spatial cohesion analysed, both at the class and the landscape level, by means of a set of landscape pattern indices.A management strategy is proposed that would foster the improvement of habitat availability for many animal species, mainly via the areal increase of Sub and semi-natural landscape elements that would positively impact upon their spatial cohesion, as well as the implementation of mitigation measures.

Abstract

Il presente studio interessa tutto il corso del fiume Fortore che raccorda tre i siti di importanza comunitaria proposti (pSIC) nell'ambito della Rete Natura 2000 IT8020010, IT7282248 e IT9110002. Gli obiettivi del lavoro riguardano l'individuazione dei fattori di maggior impatto sul paesaggio e sulla coesione spaziale degli ambiti di naturalità presenti nell'area al fine di indicare obiettivi gestionali unitari per i tre pSIC. Il lavoro è stato svolto individuando gli elementi (*patch*) di naturalità del corridoio ripariale e analizzandone la configurazione spaziale. Per questa analisi si è fatto riferimento a di indici idonei a stimare parametri relativi alla consistenza areale, alla forma, alle caratteristiche dei margini ed al grado di frammentazione e isolamento relativo delle componenti della struttura paesistica e in grado di esprimere le modalità e le tendenze dei cambiamenti spazialmente espliciti in una determinata area. Gli indici selezionati sono stati computati sia a livello di paesaggio sia di classe, ovvero con riferimento alle componenti del paesaggio classificate come vegetazioni spontanee nel loro insieme o disaggregate in fascia ripariale, arbusteto, bosco, prateria, lago, alcuni dei quali riferibili ad "habitat" di interesse comunitario *sensu* Direttiva 92/43/CEE, a diverse scale. Inoltre, sono state evidenziale le relazioni tra i diversi indici attraverso matrici di correlazione. Dall'analisi della configurazione spaziale è stato possibile individuare indirizzi gestionali finalizzati al miglioramento della disponibilità di habitat, basati su strategie rivolte all'incremento della naturalità in termini areali e al mantenimento o alla creazione di assetti spaziali favorevoli alla coesione degli habitat stessi.

Introduzione

Il Fortore, con un corso della lunghezza di circa 90 km, è uno dei due più importanti fiumi della Regione Puglia insieme all'Ofanto. Nasce sui monti dell'Appennino Sannitico, in Campania, ma subito entra in Puglia dove, per buona parte del suo percorso, rappresenta il limite con il Molise, prima di gettare le sue acque in Adriatico, in prossimità della Laguna di Lesina.

Come la gran parte dei fiumi del meridione, è caratterizzato da un regime torrentizio, con portate d'acqua concentrate nel periodo invernale alternate a lunghi periodi di secca. Negli anni cinquanta è stata costruita lungo il Fortore la diga di Occhito che ha determinato la formazione di un invaso artificiale che fornisce acqua ai comuni della provincia di Foggia. Il valore naturalistico del fiume Fortore è evidenziato dalla presenza lungo il suo corso di tre pSIC: "Sorgenti e alta valle del fiume Fortore" IT8020010, "Lago di Occhito" IT7282248 e "Valle Fortore Lago di Occhito" IT9110002, proposti per l'istituzione in area protetta nell'ambito della Rete natura 2000.

Le principali minacce alla conservazione degli habitat (*sensu* Direttiva 92/43/CEE), individuate nell'ambito del Progetto LIFE Natura 2005 "Azioni urgenti di conservazione per i SIC del Fiume Fortore", che necessitano oltre che di urgenti interventi di conservazione anche di una adeguata gestione del territorio, sono rappresentate da: cambiamento del regime idraulico del fiume e diminuzione della portata minima vitale; artificializzazione dell'alveo e delle sponde; (ri)forestazione con specie esotiche e/o alloctone; frammentazione e degrado degli ultimi lembi di bosco planiziale; scomparsa degli elementi di naturalità presenti nella matrice agricola adiacente all'alveo fluviale; inquinamento di origine diffusa derivante dall'utilizzo di biocidi in agricoltura e dall'abbandono di rifiuti;eccessivo carico antropico.

Gli obiettivi del presente lavoro riguardano l'individuazione dei fattori di maggior impatto sul paesaggio e sulla coesione spaziale degli ambiti di naturalità, evidenziando eventuali processi naturali conflittuali rispetto agli obiettivi della conservazione, come per esempio quelli legati alla evoluzione delle fitocenosi conflittuali.

Ciò al fine di indicare una strategia gestionale unitaria per i tre pSIC, in base alla quale strategia potranno essere stabiliti obiettivi di tipo tattico, quali le priorità e la localizzazione degli interventi operativi.

Metodi

L'analisi della configurazione spaziale della naturalità alla scala dell'area è stata condotta analizzando la distribuzione delle *patch* di vegetazione di tipo naturale del corridoio ripariale (Forman 1995) interno ai tre SIC e di una buffer di 5 km dal loro perimetro e dei rapporti tra di esse e con il paesaggio.

Le classi di naturalità scelte per l'analisi, alcune comprendenti anche habitat indicati nella Direttiva 92/43/CEE sono: arbusteto ("Matorral di *Juniperus"),* fascia ripariale (*"*Fiumi mediterranei a flusso permanente con *Glaucium flavum"* e "Foreste a galleria di *Salix alba* e *Populus alba"),* lago, prateria ((("Percorsi substeppici di graminacee e piante annue (*Thero-Brachypodietea*)" e "Praterie su substrato calcareo (*Festuco Brometalia*) (*stupenda fioritura di orchidee)"), querceti (querceti caducifogli o sempreverdi "Foreste di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia",* rimboschimenti di conifere (*Pinus nigra, Cupressus arizonica, Douglasia menziesii*).

Tali habitat sono risultati importanti per numerose specie della fauna selvatica (mammiferi, uccelli, anfibi, rettili, pesci, invertebrati) lal cui presenza è accertata nell'area di studio, alcune delle quali prioritarie.Le *patch* oggetto di interesse individuate

sulla base delle ortofoto sono state sono state localizzate attraverso la iterazione della funzione *select by location* del s*oftware* ArcGis 9.1.

La procedura di analisi dei rapporti tra le *patch* e tra queste ed il paesaggio è stata basata sulla individuazione e computo di un *set* di indici di landscape pattern (LPI) attraverso il software FRAGSTAT (McGarigal *et al.* 2002), ritenuti idonei (Mairota, 2007) a stimare parametri relativi alla consistenza areale, alla forma, alle caratteristiche dei margini ed al grado di frammentazione e isolamento relativo delle componenti della struttura paesistica. Nel loro insieme questi indici (tabella 1)[85] sono in grado di esprimere le modalità e le tendenze dei cambiamenti spazialmente espliciti in una determinata area, restituendo informazioni utili circa le possibili connessioni tra configurazione del paesaggio e mantenimento della biodiversità in termini di disponibilità e qualità di habitat (sensu Direttiva 92/43/CE, art. 6).

Gli indici selezionati sono stati computati sia a livello di paesaggio sia di classe, ovvero con riferimento alle componenti del paesaggio classificate come vegetazioni spontanee nel loro insieme o disaggregate nelle classi di naturalità suddette.

Risultati

Per quanto riguarda le superfici interessate dalle diverse classi di naturalità i risultati hanno evidenziato che la classe con il valore più alto di PLAND è sempre quella dei querceti, sia caducifogli (cerrete, roverelleti) sia sempreverdi. Un'altra classe con valori generalmente alti, comunque molto inferiori ai querceti, sia per ogni singolo SIC che per il "totale" è quella dell'"arbusteto", a cui seguono in ordine decrescente, la "fascia ripariale", il "lago", i "rimboschimenti", la "prateria" (figura 1). A livello di paesaggio una delle correlazioni più evidenti tra i LPI esprime come ad una condizione di maggiore presenza di naturalità (rispettivamente "Lago di Occhito", "Sorgenti e alta valle del fiume Fortore", "Valle Fortore Lago di Occhito") è associata una maggiore coesione spaziale (CONTAGION), nonché una minore diversificazione (SHDI). Quest'ultima è legata alla dominanza areale della classe "querceti", e, in second'ordine, di quella dell'"arbusteto" (SIC IT9110002 e SIC IT8020010) e del lago (SIC IT7282248).

L'analisi della configurazione a livello di classe ha mostrato (tabella 2) che le categorie arealmente più rappresentate (querceti) non sono necessariamente quelle maggiormente connesse spazialmente, non risultando significativa la relazione tra PLAND e COHESION. Per tutte le tre aree emerge come la categoria della prateria, habitat idoneo e necessario a molte specie della fauna censita, sia arealmente poco rappresentata (PLAND basso) e frammentata (basso PD, MESH e COHESION).Riguardo alla connessione spaziale delle patch di naturalità (COHESION), si evidenzia come, soprattutto per il SIC "Lago di Occhito" IT7282248", essa sia da riferire alla densità dei margini (ED), a sua volta direttamente correlata alla dimensione media delle patch (MESH), confermando una migliore condizione di connessione legata alla presenza di *patch* di dimensioni maggiori.

Per le altre due aree tali relazioni risultano più deboli, e, per quella del SIC "Sorgenti e alta valle del fiume Fortore" IT8020010 emerge il ruolo della forma delle patch nel determinare un grado di connessione più elevato (relazione diretta tra SHAPE_AM e COHESION).

[85] Si fa riferimento alle tabelle e figure riportate nel poster allegato in formato pdf alla presente pubblicazione.

Discussione: Indicazioni gestionali

Dall'analisi della configurazione spaziale appare evidente come un indirizzo gestionale unitario e finalizzato al miglioramento delle condizioni di disponibilità di habitat, debba essere basato su strategie rivolte:

1. all'incremento della naturalità in termini areali, e delle categorie di naturalità (praterie) particolarmente carenti;
2. al mantenimento o alla creazione di configurazioni dell'assetto spaziale favorevoli alla connessione

Tali indicazioni generali si possono articolare nelle azioni gestionali di seguito illustrate, che, nel loro insieme, contribuiscono alla mitigazione delle principali minacce individuate nell'ambito del progetto LIFE.

Va sottinteso che gli interventi riguardanti direttamente le fasce ripariali, non possono prescindere dal mantenimento di livelli minimi vitali che permettono la conservazione di habitat e specie legate all'ambiente fluviale.:

1. Dismissione dei terreni coltivati localizzati nell'alveo del fiume e nelle estreme adiacenze*;*
2. Favorire il libero espandersi del fiume e la relativa formazione di meandri;
3. Ricostituzione delle fasce di vegetazione ripariale;
4. Incentivazione di pratiche agricole di tipo biologico e basso a basso impatto ambientale, almeno nelle aree adiacenti ai corsi d'acqua;
5. Mantenimento e espansione delle superfici a pascolo al fine di prevenire la naturale evoluzione della vegetazione nelle formazioni a prateria;
6. Salvaguardia, dove presenti, e interventi atti all'espansione degli arbusteti facenti parte di habitat di interesse comunitario (Mattorral di juniperus);
7. Sistemazioni idraulico-forestali di tipo estensivo (ripristino di fitocenosi naturali) e/o intensivo, nelle zone a particolare rischio idrogeologico, soggette a fenomeni franosi ed a erosione superficiale, anche mediante il ricorso a tecniche di ingegneria naturalistica;
8. Studio delle tendenze evolutive delle formazioni forestali di origine artificiale, costituite da conifere;
9. Pianificazione degli interventi colturali nei boschi di origine naturale e rimboschimenti di conifere.

Ringraziamenti

Il presente studio è stato svolto nell'ambito del Life-Natura "Azioni urgenti di conservazione per i pSIC del Fiume Fortore".

Riferimenti bibliografici

Forman R.T.T. 1995 *Land Mosaics. The ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press. Cambridge.

McGarigal K., Cushman S.A., Neel M.C., 2002 – *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps.* Computer software produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: www.umass.edu/landeco/fragstats.html.

Mairota P., 2007 Corridoi ripariali dei corsi d'acqua effimeri mediterranei: valutazione delle funzioni ecologiche nel paesaggio e potenzialità per la tutela ambientale nella pianificazione territoriale – Il caso della Lama San Giorgio nella Puglia centrale. Tesi di Dottorato, Università di Viterbo.

PREVISIONE DEGLI EFFETTI DELLA LA POLITICA AGRICOLA COMUNE SUGLI SCENARI ECOLOGICI E DI GOVERNANCE DEL PAESAGGIO LAZIALE

V. Di Felice, R. Mancinelli, E. Campiglia, F. Caporali

Dipartimento di Produzione Vegetale, Facoltà di Agraria, Università degli Studi della Tuscia – Via San Camillo de Lellis, 01100 Viterbo, Italia. e-mail: difelice@unitus.it

---

Forecasts of the effects of the CAP on the ecological scenery and governance of the Lazio Region Landscape

From the current Common Agricultural Policy (CAP) an ecological orientation emerges through actions designed to calibrate the agricultural payment on environmental sustainability and food safety services (Fischler reform). Primary expression of this policy is the Cross-Compliance that associates the payments to the respect of sustainable agro-management standards. Another action, only apparently far from environmental contexts and closer to the market, is the decoupling (allocation of single farm payment independent from the production and associated with a reference period). Based on these actions, promoted by the CAP reform, we made an attempt to foresee changes of the Central Italy agroecosystems in a medium-term projection. A reduction in human pressure and a consequent growth of naturalness are the main outcomes resulting from our enquiry. This is due to land cover changes and growth of naturalness for each ecotope class. These chances, although positive in terms of anthropic interference on ecological processes, focus on possible problems emerging due to territorial reconfiguration.

Riassunto

Nell'attuale Politica Agricola Comune (PAC) emerge un chiaro orientamento ecologico espresso da una serie di azioni volte a subordinare le erogazioni del settore agricolo alla sostenibilità ambientale e alla sicurezza alimentare (riforma Fischler). Palese e primaria espressione di tale fenomeno è la condizionalità che associa le erogazioni al rispetto di norme di gestione sostenibile degli agroecosistemi. Altra azione basilare, solo apparentemente distante dal contesto ambientale e più vicina alle logiche di mercato, è invece il disaccoppiamento (erogazione di un pagamento unico per azienda indipendente dalla produzione e associato ad un periodo di riferimento). Sulla base di queste azioni, promosse dalla riforma PAC, si è tentato di comprendere come possono essere modificati gli agroecosistemi di un'ecoregione dell'Italia centrale in una proiezione di medio periodo. Lo studio ha evidenziato una riduzione della pressione antropica e una conseguente crescita della naturalità. Tale fenomeno è riconducibile alle variazioni nella copertura del suolo e all'incremento della naturalità delle classi di ecotopo. Tali variazioni, seppur positive in termini di interferenze antropiche sui processi ecologici, pongono l'accento sulle possibili problematiche emergenti dovute alla stessa riconfigurazione territoriale.

Introduzione

L'agricoltura (primaria manifestazione del rapporto uomo-ambiente) nell'ultimo secolo ha subito cambiamenti caratterizzati dall'uso di *input* non rinnovabili (Lal, 2007) e

dall'intenso uso del suolo (Popp *et al.* 2000) per incrementare le produzioni (Matson *et al.,* 1997). L'alterazione dei meccanismi di retroazione (omeostasi) ha modificato gli agroecosistemi e i sistemi associati provocando un declino di sostenibilità (Fischer *et al.,* 2007). Nei Paesi Sviluppati europei e nord americani, la criticità della situazione è particolarmente evidente e richiede una riorganizzazione del settore agricolo atta a recuperare la sostenibilità degli agroecosistemi (MEA, 2005). In Europa, le principali problematiche agro-ambientali sono state affrontate con strumenti legislativi atti a promuovere lo sviluppo sostenibile, presenti anche nella PAC. La PAC, dalla Conferenza di Stresa (1958), riveste un ruolo cardine nella definizione delle scelte di *management* agricolo, rappresentando la prima voce di spesa (> 40%) del bilancio comunitario. I continui aggiornamenti che l'hanno interessata, hanno modificato nell'essenza i suoi obiettivi. Infatti, in risposta agli stimoli etico-sociali e dei mercati mondiali, è cambiato il "vecchio patto sociale" tra agricoltori e società (autosufficienza alimentare, conservazione del territorio, divario tra città e campagna, coesione europea, peso politico agro-rurale) a beneficio di un "nuovo patto sociale" i cui paradigmi sono: qualità (sicurezza alimentare e valorizzazione del territorio), ri-territorializzazione dello sviluppo e riconquista del peso politico (Sotte, 1997). L'innovativa riforma Fischler del 2003 trasforma le politiche di sostegno al settore agricolo introducendo un pagamento unico aziendale - disaccoppiato dalle produzioni e subordinanto al rispetto di norme di gestione ambientale e del territorio (Frascarelli, 2006) e sposta le risorse verso lo sviluppo rurale sostenibile. Tale riforma enfatizza il modello europeo di sviluppo, risponde meglio alle logiche di mercato (Strategie di Göteborg e Lisbona) e contribuisce alla diffusione di una coscienza ecologica. Inoltre, essa ha avviato un processo di modificazione della configurazione territoriale, ripreso anche dalla Health Check della PAC, che pone tra le sue priorità la gestione della biodiversità. La biodiversità, infatti, svolge un ruolo fondamentale ai fini della sostenibilità degli agroecosistemi (Paoletti *et al.,* 1992) e può essere monitorata anche attraverso lo studio della configurazione spaziale del territorio (Fahrig, 2003). In questo studio, attraverso l'adozione di indicatori di biodiversità, è stata confrontata l'attuale configurazione territoriale di un'ecoregione dell'Italia centrale con quella ipotizzata dopo un decennio dalla riforma Fischler.

Materiali e metodi

La ricerca ha studiato una ecoregione compresa tra la Pianura Pontina e i Monti Lepini (160 km^2, *range* altimetrico 10-1500 m s.l.m. e aree protette per il 24% della superficie). La conformazione dell'ecoregione ha consentito di riferire lo studio a realtà agroecologiche di pianura (<200 m s.l.m.), collina (200-600 m s.l.m.) e montagna (>600 m s.l.m.) (rispettivamente 24%, 27% e 49% della superficie), richiamando la zonizzazione PAC. E' stato costruito un AgroEcoMosaico (AEM) caratterizzando la copertura del suolo (uso di tecnologie GIS per fotointerpretare ortofoto a colori ad alta definizione coadiuvate da verifiche in campo) (Mancinelli *et al.* 2006; Balram et al., 2004) in 6 classi di ecotopo (colture arboree - CA; colture erbacee - CE; bosco - B; siepe - S; erbaceo naturale - EN; erbaceo-arbustivo - EA) e sono stati calcolati indici sintetici di sostenibilità (frequenza delle classi in termini di estensione - Fs, indice di diversità - H' e indice di naturalità per unità di superficie - ENU) (Turner *et al.*, 2001; Magurran, 1988; Berthoud *et al.*, 1989) riferiti alle tre zone altimetriche. La quantificazione dell'effetto della riforma Fischler sulla configurazione futura del paesaggio in esame è avvenuta in maniera discrezionale tramite (i) scelta delle azioni reputate direttamente influenti sulle future modificazioni del territorio (Atti A1, A4 e A5;

Norme 4.1, 4.2, 4.3 e 4.4; disaccoppiamento), (ii) elaborazione di matrici che descrivono le variazioni nei rapporti fra classi di ecotopo in riferimento agli Atti, alle Norme e alle zone altimetriche, (iii) attribuzione di coefficienti di disaccoppiamento e (iv) indici di naturalità distinti per classe di ecotopo.

Risultati, discussioni e conclusioni

La ricerca ha evidenziato le variazioni nella configurazione della copertura del suolo riconducibile alle azioni considerate. L'indicatore di variazione della frequenza delle classi (tabella I) ha mostrato, in pianura, una riduzione delle classi di ecotopo a minor grado di antropizzazione (-2,00 %) a vantaggio delle CA (0,85 %) e, in particolar modo, di CE (1,15%). Tale fenomeno è principalmente riconducibile sia alla presumibile crescita della richiesta di terreni a coltura (erbacea e arborea) per lo spandimento dei reflui zootecnici in riferimento all'atto A4, sia all'assenza di forti strumenti di protezione delle zone ad alta valenza ecologica in pianura. Al contrario, al crescere dell'altimetria si nota un incremento di importanti strutture agroecologiche quali le S (8,41 e 8,00 % in collina e in montagna, rispettivamente) e le EN (10,15 e 0,43 % in collina e in montagna, rispettivamente) essenzialmente riconducibili agli atti A1-A5 e alle norme 4.1, 4.2 e 4.4. Queste prospettive sono riferibili alla quasi esclusiva destinazione delle principali misure ambientali, atte alla salvaguardia di importanti strutture ecologiche (Atti A1-A5), in aree di collina e montagna.

Nel complesso (tabella II), pur non essendo significativa la variazione di diversità dell'AEM (H'), la sostenibilità in termini di naturalità territoriale espressa (ENU) è risultata incrementata nelle tre fasce altimetriche e statisticamente rilevante (+21,09 %) nella fascia maggiormente antropizzata di pianura.

Tabella I Previsione di variazione percentuale della frequenza delle classi (Fs) di ecotopo in pianura (P), collina (C) montagna (M).

Variazione	Rispetto alla superficie totale (%)			Rispetto alla classe di ecotopo (%)		
	P	*C*	*M*	*P*	*C*	*M*
Fs_{CE}	1,15	-0,82	-0,22	1,52	-11,17	-38,50
Fs_{CA}	0,85	-1,25	-0,07	5,51	-8,76	-43,46
Fs_{B}	-0,58	0,28	0,04	-20,00	0,51	0,07
Fs_{S}	-0,16	0,10	0,03	-13,79	8,41	8,00
Fs_{EN}	-0,83	1,01	0,10	-24,89	10,15	0,43
Fs_{EA}	-0,43	0,68	0,12	-20,00	5,86	0,76

In riferimento alla configurazione del paesaggio e alle azioni PAC considerate, la proiezione prodotta mostra un recupero di sostenibilità dell'ecoregione studiata, anche se questo effetto sembra associato a una riduzione dei terreni coltivati in quota e alla necessità di definire nuove strategie di *governance* agricola locale. Lo scenario generato dalla metodica d'indagine applicata necessita di ulteriori fasi di perfezionamento atte a considerare altri rilevanti fattori PAC che, direttamente e/o indirettamente, agiscono sull'ecologia del paesaggio (es.: organizzazione comune del mercato; programma di sviluppo rurale; ecc.). Inoltre, si considera indispensabile realizzare una validazione di medio periodo dei risultati.

Tabella II Indice di diversità (H'), indice di naturalità espressa per unità di superficie (ENU) e loro variazione in pianura (P), collina (C) montagna (M). Tra le parentesi è riportato l'errore standard.

H'	ENU

	P	*C*	*M*	*P*	*C*	*M*
Prima	0,902	1,328	1,010	0,361 *[±0,037]*	0,763 *[±0,086]*	0,888 *[±0,093]*
Dopo	0,851	1,326	1,001	0,457 *[±0,052]*	0,823 *[±0,085]*	0,934 *[±0,094]*
t-test	*n.s.*	*n.s.*	*n.s.*			
variazione %	*- 5,96*	*-0,15*	*-0,99*	*21,09*	*7,24*	*4,90*

Riferimenti bibliografici

Balram S., Dragicevic S. & Meredith T. (2004) A collaborative G.I.S. method for integrating local and technical knowledge in establishing biodiversity conservation priorities. *Biodiversity and Conservation 13: 1195–1208.*

Berthoud G., Duelli P. & Burnand J.D. (1989) Méthode d'évaluation du potentiel écologique des milieux. *Programme national SOL, Liebefeld.*

Fahrig L. (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Reviews of Ecology and Systematics 34: 487-515.*

Fischer J., Manning A.D., Steffen W., Rose D.B., Daniell K., Felton A., Garnett S., Gilna, B., Heinsohn R., Lindenmayer D.B., MacDonald B., Mills F., Newell B., Reid J., Robin l., Sherren K. & Wade A. (2007) Mind the sustainability gap. *Trends in Ecology and Evolution 22, 12: 621-624.*

Frascarelli A. (2006) Il quadro normativo aggiornato al 3° anno di applicazione. *Terra e vita, 45: 2-72.*

Lal R. (2007) Anthropogenic influences on world soils and implications to global food security. *Advances in Agronomy 93: 69-93.*

Magurran A.E. (1988) Ecological diversity and its measurement. *Princeton University Press, Princeton.*

Mancinelli R., Di Felice V., Caporali F. & Campiglia E. (2006) Valutazione della sostenibilità in termini di diversità ed impatto umano in un'ecoregione del Lazio meridionale. *Atti della 10a Conferenza Nazionale ASITA, 1371-1366.*

Matson P.A., Parton W.J., Power A.G. & Swift M.J. (1997) Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science 277: 504-509.*

MEA, (2005) Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis Report. *Millennium Ecosystem Assessment, Island Press.*

Paoletti M.G., Pimentel D., Stinner B.R. & Stinner D. (1992) Agroecosystem Biodiversity: Matching production and conservation biology. Agriculture Ecosystems and Environment 40: 3-26.

Popp J.H., Hyatt D.E. & Hoag D. (2000) Modelling environmental condition with indices: a case study of sustainability and soil resources. *Ecological Modelling 130: 131-143.*

Sotte, F. (1997) Per un nuovo patto sociale tra gli agricoltori e la società in Italia e in Europa. *La Questione Agraria 65.*

Turner M.G., Gardner R.H. & O'Neill R.V. (2001) Landscape ecology in theory and practice. *Springer-Verlag, New York.*

UN MODELLO DI GOVERNANCE DEL PAESAGGIO RURALE

S. Gorelli[1], M. Rovai[2], A. Santucci[1]

1 Dip. Ingegneria civile, Via Diotisalvi, 2- 56126 Pisa e-mail: sgorelli@agr.unipi.it
2 Dip. agronomia e gestione agroecosistema, Via San Michele degli Scalzi, 2 - 56124 Pisa

---

A model for the governance of the rural landscape
With CAP (Commune Agriculture Policy) reform, farm strategic decisions will come from market dynamics and, in consequence, the shaped action on the landscape will entrust to this strength too. In this work , we propose a governance model that puts together participative methods and territorial/environmental analysis tools like GIS (Geographical Information System) and multicriteria analysis, with the objective to define the strategies to create and preserve the sustainable rural landscape. The aim of governance model is to identify the homogeneous territories in connection with specific characteristics of rural landscape and with stakeholders involvement, to describe priorities and methods of action in relation with farm strategy in the homogeneous territories.

Abstract
I principali attori responsabili della creazione e del mantenimento del paesaggio rurale sono gli agricoltori e, nella loro azione, giocano un ruolo determinante le politiche agricole. Con la recente riforma della Politica Agricola Comune (PAC) le decisioni strategiche delle aziende saranno sottoposte, in modo crescente, alle dinamiche evolutive del mercato e, di conseguenza, anche l'azione modellante sul paesaggio sarà sottoposta a tali forze. In questo lavoro, si propone un modello di governance che integra il metodo partecipativo negli strumenti di analisi territoriale e ambientale (GIS e l'analisi multicriteri), al fine di definire delle possibili strategie per la creazione / conservazione di un paesaggio rurale sostenibile. Il modello di governance si pone l'obiettivo di individuare degli ambiti territoriali omogeneo in relazione alle specifiche caratteristiche del paesaggio rurale e le probabili strategie di adattamento al cambiamento delle politiche da parte delle aziende agricole ricadenti nei vari ambiti territoriali e, successivamente, attraverso il coinvolgimento dei diversi stakeholders, le priorità e i metodi di intervento per un paesaggio rurale sostenibile.

Introduzione

In molti contesti territoriali il paesaggio rurale viene considerato un elemento identitario e di reputazione del territorio e, al tempo stesso, gli agricoltori (guidati dalle specifiche strategie aziendali) sono i principali artefici della sua continua costruzione. Con la recente riforma della PAC, l'UE si è posta l'obiettivo di far uscire dalla "rete di protezione" gli agricoltori le cui decisioni sulle scelte colturali sono state "guidate" per molti decenni, dal sistema dei sussidi e dalla garanzia del ritiro delle produzioni per farli confrontare con il mercato. Pertanto, nei contesti territoriali dove il peso delle politiche di intervento è stato, per decenni, determinante nella scelta degli ordinamenti produttivi nonché nella creazione di specifici paesaggi, un tale cambiamento porterà ad una riconfigurazione dell'assetto agro-territoriale e del paesaggio che dipenderà dal diverso

mix di capacità imprenditoriali presenti (Rovai e Gorelli et al, 2007). Così come accade in molti ambiti, l'affidamento della produzione di beni pubblici (come, ad esempio, il paesaggio rurale) alle dinamiche del mercato può portare a situazioni di "fallimento del mercato" con la comparsa di esternalità negative (es. progressiva perdita di elementi tipici del paesaggio) (Rovai *et al*, 2008). Nel corso degli ultimi decenni all'interno dell'UE è maturata la consapevolezza dell'inefficacia di approcci alle politiche ambientali (e agro-ambientali) basati su misure vincolistiche, coercitive e/o repressive e sono stati individuati strumenti alternativi come, ad esempio, gli accordi volontari che si caratterizzano per la loro flessibilità nell'adozione di politiche di protezione dell'ambiente e nel tutelare gli interessi della collettività (Reho, 2007, Tonin, 2007). Le esperienze più significative in tale direzione possono essere identificate con il modello *Landcare* in Australia, le *Ecocoop* in Olanda e l'applicazione degli *Environmental Stewardship Scheme* in Gran Bretagna. Si rimanda all'ampia letteratura disponibile per gli eventuali approfondimenti (OECD, 1998; Meppen, 2000) ricordando che gli schemi agro-ambientale partecipativi non si distinguono dagli strumenti "top down" dal punto di vista dei contenuti, ma piuttosto nelle procedure e negli approcci utilizzati nella definizione delle strategie di intervento e nella presenza dei cosiddetti *esperti* che hanno il compito di favorire la negoziazione in coerenza con gli obiettivi e facilitare la valutazione delle risorse necessarie per incentivare nuove pratiche e per compensare maggiori costi o mancati redditi (Potter e Gasson, 1988).

Il modello proposto

Una delle caratteristiche peculiari del paesaggio così come di altre risorse ambientali (es. biodiversità) è quella di essere un bene prodotto collettivamente da una pluralità di attori e, pertanto, le risorse finanziarie stanziate per le politiche di tutela e valorizzazione, soprattutto quando elargite in modo spot e senza incidere sul cambiamento dei comportamenti degli attori, finiscono per essere scarsamente efficaci (Reho, 2007). Alla luce di tale considerazione e tenendo conto del fatto che il paesaggio rurale in molti contesti territoriali è oggi una risorsa strategica sulla quale si impostano le politiche di sviluppo territoriale, qui di seguito si propone un modello di *governance* che integra all'interno di un SIT (Sistema Informativo Territoriale), le informazioni derivanti dall'utilizzazione di un approccio partecipativo con gli strumenti di analisi territoriale e ambientale (GIS e analisi multicriteri - AMC) (Rovai *et al*, 2007). Il metodo partecipativo è ritenuto un elemento fondamentale del modello perché consente di utilizzare le informazioni raccolte ai diversi livelli: nella fase iniziale, ad esempio, per verificare la percezione degli stakeholders sulla presenza di determinati elementi del paesaggio e sulle loro dinamiche evolutive e per individuare e pesare le determinanti che influenzano le strategie aziendali; nelle fasi successive per proporre e valutare l'efficacia delle possibili azioni di intervento in direzione di un *paesaggio rurale sostenibile*.

Il modello proposto (fig.1) che segue la logica del miglioramento continuo prevede una prima valutazione di incidenza delle politiche agricole nell'evoluzione agro-territoriale e del paesaggio. Successivamente l'analisi si compone di una *analisi territoriale,* per individuare le aree omogenee in base alla diffusione / densità degli elementi identitari del paesaggio e delle altre risorse ambientali e di una *analisi aziendale* che si pone l'obiettivo di individuare le possibili strategie di risposta ai cambiamenti delle politiche agricole in funzione della loro distribuzione spaziale e delle loro specifiche caratteristiche socio-economiche, elaborate con un modello di AMC

Geografico. La sovrapposizione degli output derivanti dalle due analisi sopra descritte permette di verificare l'impatto delle diverse strategie aziendali a livello dei vari ambiti territoriali e di individuare, assieme agli stakeholders, le possibili soluzioni da mettere in atto per la creazione / mantenimento di un paesaggio rurale sostenibile.

Nello specifico, l'analisi territoriale ha come primo step l'individuazione cartografica degli *elementi identitari del paesaggio* attraverso la lettura dei diversi strumenti di pianificazione e l'utilizzazione di strumenti partecipativi (*focus, interviste*, ecc.).

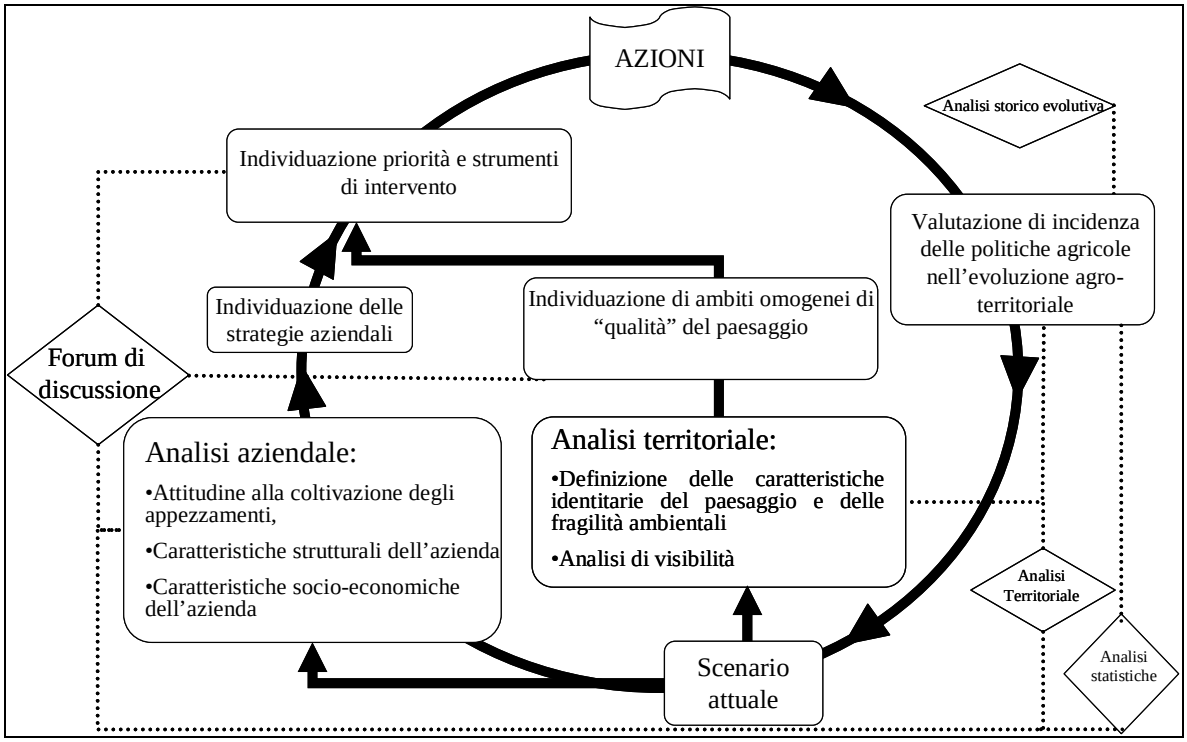


Fig. 1 - Schematizzazione del processo partecipativo di governance del paesaggio

Successivamente il modello permette di determinare la distribuzione/densità dei diversi elementi identitari all'interno del territorio analizzato in modo da produrre una zonizzazione della "*tipicità del paesaggio*" che, anche in questo caso, dovrà essere validata dagli stakeholders locali attraverso forum di discussione. Parallelamente si procede all'*analisi di visibilità del paesaggio* dai punti e dai tratti panoramici del territorio allo scopo di individuare le aree maggiormente visibili e visitate. La lettura integrata delle due cartografie prodotte (c*arta della tipicità del paesaggio e carta della visibilità del paesaggio*) consente una prima zonizzazione del territorio e l'individuazione di specifiche politiche di intervento sul paesaggio secondo uno schema logico che individua aree a diverso livello di tipicità del paesaggio (es. scarsa ed elevata) e aree a diverso livello di visibilità (es. scarsa ed elevata) da cui ne derivano diverse strategie di azione da perseguire (es. riqualificazione se siamo in presenza di aree molto visibili che hanno perso, però, le caratteristiche di tipicità oppure valorizzazione se siamo in presenza di aree tipiche ma scarsamente visibili, ecc.). L'analisi aziendale individua le strategie aziendali in un'ottica di breve/medio periodo mediante lo studio dei fattori *determinanti* elaborati con strumenti di AMC Geografica; da sottolineare che la

definizione delle determinanti, degli attributi, dei criteri di valutazione e dei relativi pesi è validato ed implementato dalle informazioni acquisite mediante interviste a testimoni privilegiati e/o da focus-group. Combinando l'analisi territoriale con l'analisi aziendale si arriva ad una zonizzazione che consente di calibrare al meglio le specifiche azioni di intervento per ogni singola area caratterizzata da peculiarità paesaggistiche e specifiche evoluzioni imprenditoriali. Ad esempio in un'area dove emerge la necessità di una strategia di *riqualificazione* del paesaggio, le azioni di intervento cambieranno sostanzialmente se si è in presenza di aziende che *abbandonano* o aziende che *diversificano* l'attività perché nel primo caso si dovrà operare con azioni finalizzate a favorire il cambiamento della "cultura" imprenditoriale mentre nel secondo caso con l'introduzione di specifiche norme / incentivi finalizzate a riqualificare il paesaggio (es, un piano aziendale di miglioramento paesaggistico).Logicamente, la presenza di un SIT nel quale saranno riportati i cambiamenti operati dalle aziende sulla base degli interventi effettuati consentirà di monitorare l'evoluzione paesaggistica e ambientale a livello territoriale e, di conseguenza, si potrà verificare il livello dei risultati raggiunti e individuare nuove priorità e metodi di intervento nell'ottica dello sviluppo di un "*paesaggio rurale sostenibile*" così come definito dagli stakeholders locali.

Considerazioni conclusive

Il modello di *governance del paesaggio rurale* proposto si rivela estremamente promettente vista la capacità di restituire informazioni organizzate e strutturate riguardanti lo stato del paesaggio, degli elementi che determinano le modifiche di stato e i possibili scenari evolutivi. Attraverso il processo partecipativo guidato dagli esperti il modello permette di definire obiettivi condivisi e di individuare specifiche azioni di intervento sul territorio con lo scopo di rendere più efficace la spesa pubblica. Ciò nella consapevolezza che nel settore agricolo il perseguimento dello sviluppo sostenibile non può prescindere dalla necessità di ricorrere a strumenti che debbono uscire dalla logica del vincolo quando si devono affrontare gli aspetti della gestione dei beni pubblici (paesaggio, biodiversità, ecc.). Inoltre, dovendoci confrontare con un contesto di progressiva riduzione delle risorse finanziare pubbliche, si pone la necessità di trovare strumenti più efficaci nell'individuazione delle priorità e modalità di intervento che, tra l'altro, debbono andare nella direzione di cambiamenti strutturali nei comportamenti degli attori in direzione dello sviluppo sostenibile e il modello sopra descritto va, sicuramente, in tale direzione.

Riferimenti bibliografici

Golobic, M. (2007). *Landscape as a result of decisione making: technocacy, consultation, partecipation?* Atti del Seminario 11 ottobre 2007 Padova. Di chi è il Paesaggio?

Meppen, T. (2000) *The discursive community: evolving institutional structures for planning sustainability*. Ecological economics 34 (234). 47-61. 2000.

OECD (1998) *Co-operative approaches to sustainable agriculture*. Paris. OECD.

Potter, C & Gasson, R. (1988) *Farm partecipation in Voluntary lan Diversion Schemes",* Journal of Rural Studies, 2: 187-195.

Reho, M., (2007) *L'esperienza degli accordi agro-ambientali in Italia e in alcuni paesi europei alla luce di fattori di contesto.* La gestione del paesaggio rurale tra governo e

governance territoriale. Brunori G., Marangon F., Reho M., a cura di. FrancoAngeli. Milano. 79-99.

Rovai, M. & Gorelli, S. (2007), *Il ruolo dell'agricoltura nella costruzione del paesaggio in Val d'Orcia: un'analisi sulla percezione degli operatori locali.* La gestione del paesaggio rurale tra governo e governance territoriale. Brunori G., Marangon F., Reho M., a cura di. FrancoAngeli. Milano. 215-232.

Rovai, M., Gorelli, S., Cantucci, A. (2007), *PAC e paesaggio agrario in Val d'Orcia (SI): proposta di un modello di governance locale. Atti del convegno "Volonta', liberta' e necessita' nella creazione del mosaico paesistico – culturale".Cividale del Friuli 25 - 26 ottobre 2007.*

Rovai, M., Gorelli, S., Santucci, A. (2008), *Un modello di supporto alle decisioni per la definizione di politiche per il paesaggio rurale.* Agribusiness Paesaggio&Ambiente. In Press.

Tonin, S. (2007) *Accordi volontari: considerazioni sull'efficacia ed efficienza dello strumento.* La gestione del paesaggio rurale tra governo e governance territoriale. Brunori G., Marangon F., Reho M., a cura di. FrancoAngeli. Milano. 62-78.

IL GEO-ECOSISTEMA CARSICO NELLA PIANIFICAZIONE SUL TERRITORIO DELL'ALTA MURGIA

T. Quartulli [1], V. Iurilli [2], M. Fracchiolla [3], G. Belmonte [1]

[1]Università del Salento, DiSTeBA, Laboratorio di Zoogeografia e Faunistica, 73100 Lecce. ttquartulli@tiscali.it
[2]Università di Bari, Dipartimento di Geologia e Geofisica, sez. di Geomorfologia e Dinamica Ambientale, via Orabona 4, 70125 Bari. e-mail: e.iurilli@geo.uniba.it
[3]Università di Bari, Dipartimento di Scienze delle Produzioni Vegetali, via G. Amendola 165/A, 70126 Bari. e-mail: mariano.f@agr.uniba.it

---

The "karst geosystem" in the Alta Murgia environmental management

Due to the direct relationship within bio- and geo-diversity, the concept of "geosystem" is an important topic for studies aiming to environmental protection and management. This relationship is particularly evident in areas such as the Murgia karst plateau. Its outcropping area shows a "horst and graben" structure, deriving from its tectonic history. That structure affects the surface drainage, which has different patterns, mainly depending on the different geologic history of the lower surfaces. Their forms have been shaped during the transgression cycle of late Pliocene-Pleistocene, while the top of the relief is under continental conditions since the Tertiary age. During recent history, man shaped this karst geosystem (Castiglioni & Sauro, 2002) by building rural infrastructures (votani, piscine, pozzi) for water collecting and storage, also exploiting and enhancing the natural forms. This anthropic activity, enhanced the landscape and the biological diversity. The water collections have been realized to supply water overall in dry periods, hence deeply modifying the main characteristic of Mediterranean karst territories (typically lacking surface waters during summer). They may be considered as "water islands in a sea of land", a complex system made up of human and geomorphological interacting factors. This paper deals with the preliminary studies on the biodiversity sustained by the above mentioned geosystems, showing their meaning and highlighting them as important factors of ecological and landscape complexity. This suggests that governance plans, absolutely necessary in the Murgia area, need to pay attention to these topics.

Abstract

Un concetto utile allo studio del territorio per fini di gestione e protezione è quello di "geosistema", diretta implicazione della relazione esistente tra biodiversità e geodiversità.. Tale relazione è verificabile particolarmente in territori apparentemente omogenei come il tavolato carsico delle Murge (Puglia). La struttura della parte attualmente emersa riflette l'alternanza di horst e graben derivante dall'evoluzione tettonica, e condiziona fortemente il drenaggio superficiale; questo ha una organizzazione disomogenea, a sua volta ereditata dall'evoluzione geomorfologica che vede l'horst più elevato (Alta Murgia), emerso fin dal Terziario, affiancato da superfici modellate nelle trasgressioni marine pleistoceniche.
Le aree depresse sono sede di flussi idrici effimeri convogliati in un reticolo ipogeo in fase di ringiovanimento (Grassi et al., 1982). Il quadro della disponibilità idrica risulta particolarmente critico, ed ha condizionato in ogni tempo gli insediamenti umani e l'uso

del suolo. In periodi storici l'uomo ha modificato questo geo-ecosistema carsico (Castiglioni & Sauro, 2002) con la realizzazione di opere rurali (votani, piscine e pozzi) per la raccolta e la conservazione dell'acqua, potenziando preesistenti raccolte naturali dovute a condizioni idro-geomorfologiche. La costruzione di questi manufatti ha diversificato il paesaggio, aumentandone anche la biodiversità. Tali "isole acquatiche in un mare di terra" sono un sistema complesso fatto di elementi geomorfologici ed antropici che si sono influenzati reciprocamente. Questo lavoro consiste in uno studio preliminare della biodiversità acquatica legata a tali opere, proponendole come fattori importanti di ricchezza sia paesaggistica che biologica, perché possano essere meglio considerate nei piani di governance ormai indispensabili per il territorio murgiano.

Il territorio: equilibrio tra substrato fisico ed azione antropica

Il substrato fisico del sistema eco-rurale murgiano è costituito essenzialmente da terreni carbonatici, in parte mesozoici (calcari compatti) ed in parte plio-pleistocenici (calcareniti e depositi sciolti). Nei primi le forme sono in gran parte determinate dal carsismo, e dall'elevata permeabilità nei secondi. Questo aspetto determina l'assenza di una rete idrica superficiale a vantaggio del drenaggio ipogeo che ha per recapito finale una falda freatica di tipo carsico-costiero. Per via dell'orografia tabulare e dei solchi erosivi poco incisi, nel carso murgiano l'emergenza dell'acquifero avviene in sorgenti costiere o sottomarine. Gli eventi meteorici più intensi si traducono in rovinosi flussi di piena nelle valli carsiche e in temporanei ristagni nelle depressioni. Questo insieme di caratteri esalta la criticità dei periodi aridi, di cui l'ecosistema risente per la scarsa capacità di permanenza superficiale delle acque.Ai processi geomorfici naturali va aggiunta a pieno titolo l'azione antropica, con modalità variabili secondo la tipologia del substrato, la presenza antropica, le fasi climatiche e quelle di popolamento, con le fondamentali necessità tra cui quella dell'approvvigionamento d'acqua potabile. Una "geodiversità" determinata da processi naturali risulta quindi essere stata la base di un lungo processo di reciproco adattamento tra gli insediamenti e il substrato fisico. Gli insediamenti rupestri nelle "gravine" sono solo l'esempio più eclatante di questa interazione, mentre le numerose *lame*, *doline*, *polja*, rilievi isolati, grotte ed effimere sorgenti possono essere oggetto di più approfondite osservazioni.

In particolare, il presente lavoro si propone di analizzare gli effetti sulla biodiversità della realizzazione di raccolte d'acqua da parte dell'uomo le quali hanno avuto grande influenza sulla presenza di forme di vita che altrimenti non avrebbero potuto prosperare.Tali bacini di accumulo possono essere distinti in tre tipologie: naturali, parzialmente modificati dall'uomo, artificiali. Per naturali si intendono gli accumuli dovuti esclusivamente a condizioni topografiche e fisiche (*doline*, *polja* o piani, vaschette carsiche, valli carsiche); in alcuni casi, sono le particolari condizioni stratigrafiche oltre che morfologiche a permettere l'accumulo e la disponibilità di acqua. Alla seconda categoria si possono ascrivere le riserve favorite dall'uomo con modificazioni di condizioni naturali già favorevoli (votani, vagni, piscine); la terza categoria contempla i serbatoi costituiti da opere artificiali (cisterne), sebbene in molti casi ubicate in opportune condizioni topografiche.

I casi analizzati

Sono stati individuati, per le caratteristiche geomorfologiche del territorio e le testimonianze toponomastiche e/o di architettura rurale, circa 30 siti in cui si rilevano

legami storici con la presenza di acqua (v. figura). In questa prima fase della ricerca sono stati effettuati sopralluoghi su 24 dei siti segnalati. I prelievi di *zooplancton* sono stati effettuati solo in 12 siti non essendo stata rinvenuta acqua negli altri.

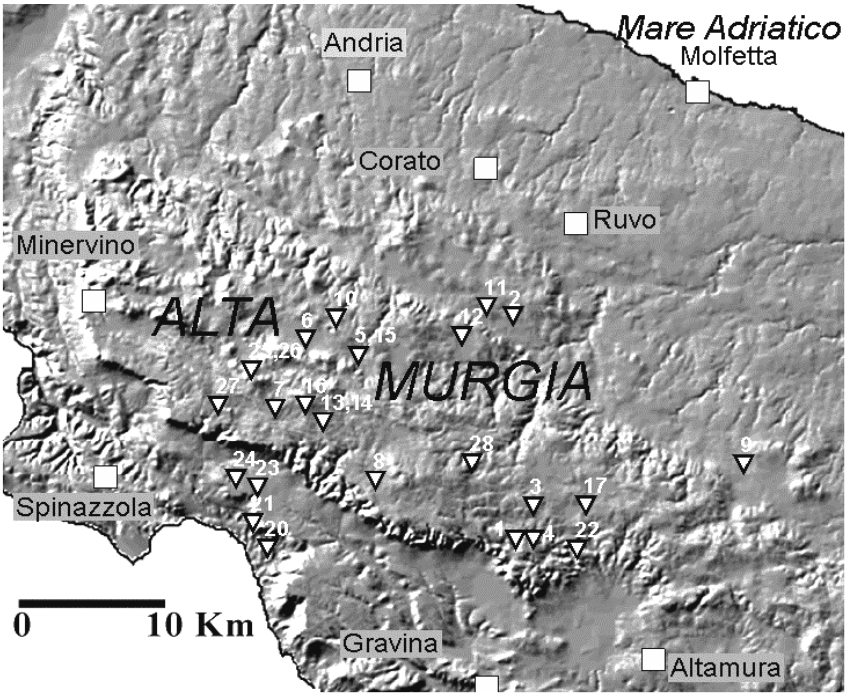


Figura 4: Distribuzione dei siti studiati e principali centri abitati

In questi 12 siti sono state riconosciute 16 categorie di conteggio di organismi planctonici; di queste, 13 sono state determinate a livello di specie. Le specie identificate appartengono all'ordine dei *Cladocera* (7 specie) e a quello dei *Copepoda* (5 Cyclopoida e 1 Calanoida). Inoltre, si è riscontrata la presenza di Diptera (Chaoboridae). Un'analisi ecologica delle presenze ha consentito di riconoscere la loro appartenenza alla tipologia degli ambienti acquatici permanenti, piuttosto che a quelli temporanei, con qualche elemento tipico degli ambienti acquatici ipogei, piuttosto che di quelli superficiali. Ciò conferisce al sistema murgiano delle raccolte d'acqua l'inattesa qualifica di sistemi permanenti e simil-ipogei (pur essendo superficiali e in area carsica soggetta a lunghe stagioni calde e secche).

Conclusioni

La presenza di acqua in soli 12 siti dei 24 visitati nell'inverno 2006-'07 può essere dovuta non solo alle sfavorevoli condizioni climatiche precedenti i sopralluoghi (inverno poco piovoso), ma anche ad una loro cattiva manutenzione. È infatti noto che dagli anni '80, in coincidenza con la capillarizzazione dell'acquedotto, tali raccolte hanno preso a perdere di importanza per l'economia rurale. Non solo l'acqua delle raccolte non è risultata più indispensabile, ma gli stessi invasi, in molti casi, sono stati interrati perché sottraevano terreni alle colture. La presenza di questi microambienti determina una maggiore eterogeneità strutturale dell'area studiata, sia conferendo "carattere" al paesaggio, che consentendo l'esistenza di comunità biologiche (quelle acquatiche)

altrimenti assenti, o sostenendo la presenza di comunità biologiche (quelle terrestri) comunque dipendenti dall'approvvigionamento idrico giornaliero.

A tal proposito, l' "*ipotesi dell'eterogeneità degli habitat*" è restata a lungo una pietra miliare dell'ecologia del paesaggio (Simpson, 1949; MacArthur e Wilson, 1967). Essa assume che *habitat* strutturalmente complessi possano fornire più nicchie e diverse vie di sfruttamento delle risorse ambientali, incrementando la diversità biologica. Diversi studi affermano, senza distinguere fra eterogeneità naturale o antropogenica, che la presenza di differenti *microhabitat* in un dato ambiente ha un effetto positivo sulla biodiversità, specialmente su scala regionale. La loro riduzione determina effetti negativi, con l'aumento di distanza geografica tra i siti, e la conseguente difficoltà nella dispersione dei differenti *taxa* (Boecklen,1997;Griffiths,1997).

I siti analizzati possono essere visti dunque non solo singolarmente ma anche come elementi di una rete di ambienti umidi, che grazie alle strette interazioni con l'ambiente biologico, geomorfologico ed antropico è parte vitale e vulnerabile del geosistema carsico. Questo rafforza l'idea che i progetti di gestione territoriale devono tenere in gran conto la salvaguardia e il recupero di questi siti e della loro funzionalità. Essi, infatti, rappresentano uno dei principali fattori distintivi del paesaggio e dell'ecosistema dell'Alta Murgia. Proprio per le caratteristiche di aridità di quest'area, le forme di accumulo d'acqua, sia pur effimere o quantitativamente poco significative, rappresentano promotori di biodiversità molto importanti. Sotto un'altra prospettiva, in virtù degli aspetti di rarità, rappresentatività dei fenomeni naturali ed antropici, potenziale interesse scientifico-didattico, molti di essi sarebbero da annoverare in un repertorio regionale di "geositi carsici", la cui valorizzazione giocherebbe anche a favore del loro inserimento nelle attuali e future dinamiche della pianificazione territoriale.

Riferimenti bibliografici

Boecklen W.J. (1997) Nestedness, biogeographical theory, and the design of nature reserves, Oecologia 112 : 123-142.

Castiglioni B. & Sauro U. (2002) Paesaggi e geosistemi carsici: proposte metodologiche per una didattica dell'ambiente. Scritti in ricordo di G. Brunetta, Università di Padova, Dipartimento di Geografia: 51-67.

Grassi D.; Romanazzi L.; Salvemini A. & Spilotro G. (1982) Grado di evoluzione e ciclicità del fenomeno carsico in Puglia in rapporto all'evoluzione tettonica. Geologia Applicata e Idrogeologia XVII (2): 55-73.

Griffiths R. A. (1997) Temporary ponds as amphibian habitats Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 7: 119-126.

MacArthur R.H. & Wilson E.O. (1967) The theory of island biogeography. Journal of Biogeography 28: 1441-1444.

Simpson E.H. (1949) Measurement of diversity. Nature 163: 688.

L'ESPERIENZA DEL PIANO TERRITORIALE REGIONALE (PTR) IN CAMPANIA : IL RUOLO DEL GEOLOGO.

F. Russo[1] & G. Lombardi [2]

[1]Presidente - [2]Consigliere delegato - Ordine Regionale dei Geologi della Campania - – Via Stendhal 23 80133 Napoli. e-mail: campania@geologi.it

---

The Experience of the Regional Territorial Planing (RTP) for Campania (Italy): the role of the geologist

As it's known the Local Territorial Plan is not only the means of town planning but also an economic instrument used from the Region to coordinate all the initiatives of transformation and sustainable development of the territory.The same document, understanding the instructions of the Urbani Code (legislative decree 42/2004) contains "Guidelines for the landscape" in which, starting from European Convention of the Landscape (ECL), the strategies for the landscape in the picture of reference are outlined. The Order of Geologists of Campania (Italy), reaching an institutional agreement with the local offices in charge of the management of RTP, contributed in fundamentally to outline the basic or thematic requirements to establish the provincial town planning and that one of the local offices. In detail the contribution of the RGO has been realized determining the fundamental themes for the territorial spheres of reference identified in this Plan: highlands, hill areas, volcanic areas, plain areas, coastal zone and islands. It has been determined some aspects related to the protection of the biodiversity and of the geodiversity (geosites), of the superficial and subterranean water resources, of the natural risks (in particular of the backgrounds of riskiness and danger of landslide at local level) also under the seismic profile, specifying that all the decided themes are the preparatory and irreplaceable basis for the definition of the landscapes of Campania, too. This note synthetizes the experience matured by this RGO in the sphere of this normative and institutional context.

Abstract

Com'è noto il Piano Territoriale Regionale è lo strumento di pianificazione non solo urbanistico ma anche economica attraverso il quale la Regione coordina tutte le iniziative di trasformazione e di sviluppo sostenibile del territorio. Lo stesso documento, recependo le indicazione del Codice Urbani (dlgvo 42/2004) contiene "Linee guida per il paesaggio" nell'ambito delle quali, partendo dalla Convenzione Europea del Paesaggio (CEP) vengono delineate le strategie per il paesaggio nel quadro territoriale di riferimento.
L'Ordine dei Geologi della Campania, raggiungendo una intesa istituzionale con gli uffici regionali preposti alla gestione del PTR, ha contribuito in modo fondamentale a delineare i presupposti di base o tematici sui quali fondare la pianificazione provinciale e quella degli Enti locali. In particolare, il contributo dell'ORG si è concretizzato nel definire i tematismi fondamentali per gli ambiti territoriali di riferimento individuati in tale Piano: aree montane, aree collinari, complessi vulcanici, aree di pianura, fascia costiera e isole. Sono stati inoltre definiti alcuni aspetti relativi alla tutela della biodiversità e della geodiversità (geositi), delle risorse idriche superficiali e sotterranee, dei rischi naturali (in particolare gli scenari di pericolosità e di franosità a scala

regionale) anche sotto il profilo sismico, precisando che tutti i tematismi proposti sono la base propedeutica ed insostituibile per la definizione dei paesaggi della Campania. La presenta nota sintetizza l'esperienza maturata da questo ORG nell'ambito di tale contesto normativo ed istituzionale.

Premessa

Il presente documento intende fornire una sintesi degli elementi conoscitivi di carattere geologico- ambientale, in cui risulta evidente la propedeuticità degli aspetti geologici in ambito pianificatorio, anche come indicatori di base fondamentali da utilizzare per la definizione del rapporto ambientale di cui alla procedure di VAS e di VIA (dlgs 152/2006) e per le analisi degli aspetti fondamentali e strutturali del paesaggio di cui al dlgs 42/2004 (relazione paesaggistica).

Sono stati prodotti sette elaborati cartografici che, insieme agli altri già inseriti nel documento pianificatorio regionale, rappresentano gli scenari di base entro i quali ricomporre le azioni per una compatibilità strategica e congruente con le direttive nazionali e che sarà quindi indispensabile approfondire a livello di PTCP e di PUC e, in contesti di particolare pregio, anche a livello di PUA e di altri strumenti urbanistici di livello inferiore.

La lettura integrata degli specifici tematismi costituisce la base conoscitiva imprescindibile di riferimento che dovrà essere meglio dettagliata nelle specifiche norme di settore e nelle norme regolamentari da definire ai sensi della L.R . n.16 del 2004.

Elaborati cartografici

Il territorio campano deve essere geologicamente caratterizzato nei suoi aspetti:

- geologici
- idrogeologici
- di franosità
- di pericolosità da frana e da alluvioni
- di geodiversità.

Al presente documento sono allegati i seguenti elaborati cartografici, ritenuti indispensabili per una caratterizzazione del territorio campano dal punto di vista geologico, e che dovranno trovare quindi adeguato inserimento nel P.T.R. ai fini di una corretta pianificazione:

- carta geologica
- carta dei complessi idrogeologici
- carta della classificazione sismica
- carta inventario dei fenomeni franosi (Progetto IFFI)
- carta della pericolosità da frana
- carta delle aree inondabili
- carta dei geositi

Tali elaborati rappresentano elementi di inquadramento strutturale del PTR, che identificano ed illustrano la distribuzione di valori, attitudini e sensibilità specifiche del territorio campano, strettamente collegati alla storia geologica regionale.

La storia geologica regionale rappresenta la conoscenza di base delle dinamiche e dei caratteri fisici del territorio regionale, compreso delle sue parti a mare, nelle sue espressioni superficiali e sotterranee, conoscenza fondamentale per porre in essere

azioni mirate alla sicurezza territoriale, alla salvaguardia ambientale, ai fini di pianificazione e di utilizzazione del territorio stesso.

Descrizione degli elaborati

Carta geologica

La carta geologica è stata realizzata dall'APAT, Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i servizi Tecnici, quale sintesi dei rilevamenti eseguiti a scala nazionale nell'ambito del Progetto CARG, Cartografia Geologica nazionale, a scala 1:50.000. Qualche modifica si è resa necessaria per i tematismi vulcanici dell'area napoletana. Tale elaborato si colloca all'interno del P.T.R. quale elemento di base ed indirizzo per ogni altra attività connessa alla pianificazione territoriale, ivi incluso il rapporto ambientale di cui alla procedura di VAS (Dlgs 152/2006). Le informazioni geologiche in essa sintetizzate, alla scala 1:200.000, sono in fase di aggiornamento e revisione in funzione degli attuali rilevamenti in corso alla scala operativa 1:10.000. Al fine di dotare il PTR di una cartografia di facile leggibilità, che potesse costituire strumento operativo, si è scelta la cartografia APAT, in quanto la legenda ad essa associata è orientata ad una descrizione geolitologica più che geologica in senso stretto.La carta geologica APAT costituisce la base di partenza per effettuare analisi e valutazioni di dettaglio.

Ai fini di pianificazione territoriale occorre specificare gli spessori dei depositi di copertura in modo da poterli identificare come depositi litologici veri e propri, caratterizzando con successive analisi il territorio sia in termini pedologici che di stabilità, ed andando poi a disegnare a scala più ampia profili del paesaggio ed aspetti legati alla geodiversità.

Sarà compito degli enti locali approfondire tali aspetti nei vari strumenti di programmazione (PTCP, PUC e PUA, ecc.), definendo gli approfondimenti del caso in funzione delle attività e degli obiettivi da realizzare. A scala di dettaglio quindi andranno individuate e meglio definite le singolarità e le particolarità litologiche, stratigrafiche e strutturali che possono determinare situazioni di particolare attenzione sotto gli aspetti della tutela, salvaguardia e valorizzazione del territorio (zone di neo fagliazione, aree vulcaniche, aree a diverso livello di pericolosità idrogeologica, ecc.).

In alcuni casi poi andranno meglio specificati i rapporti tra le varie unità o formazioni oltre a doversi fornire una caratterizzazione in chiave geotecnica dei parametri caratteristici dei depositi; in alcune aree, come ad es. nelle pianure alluvionali, particolare attenzione dovrà essere posta ai fini di una possibile compatibilità ai fini insediativi per espansioni urbanistiche e/o infrastrutturali.

Pianificazione territoriale - Per approfondimenti in chiave geologica, si dà indicazione di utilizzare le Norme tecniche dettate dall'APAT (ex Servizio Geologico) per la cartografia 1/50.000: "Guida al rilevamento geologico", edita dal Servizio Geologico Nazionale (Quaderni, Serie III, vol. 1, 1992), consultabile sul sito APAT; tali Norme tecniche prevedono rilievi originali di campagna alla scala 1/10.000.

Pianificazione urbanistica – Apposite specifiche tecniche saranno previste mediante norme di settore da definire ai sensi della L.R. 16/2004.

Carta dei complessi idrogeologici

Si riporta la carta dei complessi idrogeologici contenuta nel Piano di Tutela delle Acque della Regione Campania, redatto in attuazione dell'art. 44 del D.Lgs. n. 152/99 e s.m.i., ed adottato con Delibera di G.R. n. 1220 del 6 luglio 2007.

La carta dei complessi idrogeologici, riprodotta alla scala 1/200.000, costituisce lo scenario di riferimento per la individuazione dei complessi e delle unità idrogeologiche fondamentali presenti nel territorio campano.

Il Piano di Tutela delle Acque, in quanto piano di settore, disponendo una serie di norme d'uso e vincoli sovra-ordinati che gli enti preposti alla gestione del territorio dovranno far rispettare, costituisce un ulteriore indispensabile elemento di valutazione per le analisi territoriali.

Alla scala locale, l'emanazione di particolari norme di gestione o, in casi estremi, di inibizione all'uso, sarà demandata agli enti locali competenti, al fine di definire usi compatibili con la necessità di tutelare, salvaguardare e valorizzare i complessi da cui la risorsa idrica trae origine.

La carta idrogeologica, nell'ottica della problematica di gestione della risorsa, rappresenta tuttavia solo un elemento e/o indicatore di complessi idrogeologici di particolare rilevanza ai fini antropici e/o ecologici ed ambientali.

Ai fini delle problematiche e degli aspetti legati alla gestione della risorsa idrica, in particolar modo quando essa coinvolge interessi connessi anche con la salute umana, le informazioni riportate nella carta idrogeologica costituiscono elementi di base che dovranno essere necessariamente approfonditi e sviluppati in funzione delle norme di tutela contenute nel PTA. Qualsiasi intervento sul territorio dovrà essere compatibile con gli stati e gli obiettivi di qualità definiti nell'ambito del Piano di Tutela delle Acque che, nel caso di usi destinati al consumo umano, prevede inibizioni d'uso fortemente limitanti o addirittura pressoché totali (aree di tutela assoluta).

Lo studio a scala locale non può pertanto prescindere da valutazioni circa gli usi cui l'acqua è destinata. La protezione della risorsa idrica quale bene comune comporta la tutela e la salvaguardia del complesso idrogeologico in considerazione e quindi del relativo contesto territoriale (vulnerabilità).

Per la redazione di carta della vulnerabilità si potrà fare riferimento alle indicazioni contenute nel manuale Linee–guida per la redazione e l'uso delle carte della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento - Manuali e linee guida 4/2001 ANPA - Dipartimento Stato dell'Ambiente, Controlli e Sistemi Informativi, edito dall'APAT.

Nel caso di zone di captazione destinate ad usi potabili valgono le indicazioni contenute nell' Accordo del 12 dicembre 2002 - Conferenza permanente per i rapporti tra lo Stato e le Regioni e le Province Autonome. Linee guida per la tutela della qualita' delle acque destinate al consumo umano e criteri generali per l'individuazione delle aree di salvaguardia delle risorse idriche di cui all'art. 21 del decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152. (GU n. 304 del 30-12-2002).

E' infine da considerare che i parametri di valutazione della qualità del corpo idrico di riferimento e del mantenimento dello stato di qualità potranno subire variazioni a seguito di aggiornamenti legislativi su base nazionale e/o comunitaria (vedi ad es. la WFD 2000/60 ed il D.lgvo n.152/2006 ancora in itinere).

Carta della classificazione sismica e della zonazione sismogenetica

La carta della classificazione sismica e della zonazione sismogenetica è stata realizzata in base all'elenco riportato in Delibera di Giunta Regionale della Campania n. 5447/2002 ed alla più recente zonazione sismogenetica ZS9 (AA.VV. INGV, 2004), cui

ci si dovrà riferire per le problematiche connesse con la mitigazione del rischio sismico, di cui al paragrafo contenuto nel Documento di Piano *Rete del rischio ambientale e gli indirizzi strategici per la sua mitigazione.*

Ai fini dell'individuazione delle zone sismiche e della formazione ed aggiornamento degli elenchi delle medesime zone si dovrà anche tenere conto delle disposizioni di cui all'OPCM n. 3519 del 28/04/2006, emanata ad integrazione dell'OPCM n. 3274 del 29/03/2003.

Carta inventario dei fenomeni franosi

La carta inventario dei fenomeni franosi è stata realizzata dalla Regione Campania Settore Difesa del Suolo d'intesa con l'APAT, con la finalità di realizzare un inventario delle fenomenologie franose, con indicazioni omogenee a scala regionale e nazionale, delle situazioni di pericolosità attuali e pregresse connesse all'instabilità dei versanti.

Sono stati omogeneizzati e codificati, secondo criteri di uniformità tutti i dati finora disponibili ed organizzati attraverso l'allestimento di un data-base cartografico (scala 1:25.000) ed alfanumerico che consente di gestire i dati legati alle fenomenologie franose in modo dinamico consentendo aggiornamenti, integrazioni, e divulgazione dei fenomeni.

Il progetto ha avuto inizio nel 2002 e si è sviluppato in due fasi di attività. La prima fase è terminata nel 2004, cui è seguita una fase di aggiornamento, conclusasi nel 2006. Le attività svolte hanno consentito di inventariare finora sul territorio campano un numero complessivo di frane pari a 23.430, destinato ad aumentare con successive implementazioni.

Carta della pericolosità da frana

L'elaborato riassume le attività svolte dalle Autorità di bacino a seguito della emanazione del DPCM 29/9/98.

La carta di sintesi realizzata risente delle scelte operate dalle singole Autorità in termini di definizione di suscettibilità e pericolosità, per cui si hanno rappresentazioni non omogenee ed interpretazioni non univoche.

La carta comunque fornisce a scala regionale ed in modo originale una sintesi degli scenari di pericolosità presenti nel contesto del territorio regionale.

Per approfondimenti di dettaglio si rimanda ai Piani Stralcio per l'Assetto Idrogeologico ufficialmente vigenti, così come approvati per ambiti territoriali di competenza di ciascuna Autorità di Bacino.

Carta delle aree inondabili

La carta delle aree inondabili, basata anche essa sui Piani Stralcio delle Autorità di Bacino, riporta le aree potenzialmente soggette ad alluvionamento, ottenute accorpando le fasce a differente grado di pericolosità idraulica. Poiché comunque ciascuna Autorità ha identificato delle sottozone a diverso grado di pericolosità, con tempi di ritorno non omogenei tra loro, anche in questo caso sarà necessario fare riferimento ai Piani Stralcio di ciascuna Autorità.

Carta dei geositi

La carta dei geositi individua i luoghi ove sono conservate importanti testimonianze della storia dell'evoluzione geologica del territorio campano.

Gli elaborati cartografici inseriti nel documento strategico regionale, descrivendo gli scenari di base, rappresentano gli elementi conoscitivi di base da cui derivare geotematismi a scala di dettaglio di supporto ai P.T.C.P., P.U.C., P.U.A. e agli altri strumenti di pianificazione urbanistica.

Conclusioni

Il presente documento, insieme con gli elaborati cartografici a corredo, costituirà il principale riferimento per le azioni strategiche di salvaguardia e gestione sostenibile del paesaggio.

Gli aspetti di carattere geologico preminenti, riportati nelle cartografie allegate al PTR, costituiscono la base conoscitiva generale di riferimento per i 4 indirizzi specifici individuati per la pianificazione provinciale e comunale, così come richiamati nelle linee guida del P.T.R. Per gli indirizzi specifici di salvaguardia e gestione del territorio rurale e aperto e per la pianificazione di settore è opportuno prevedere tematismi derivati dagli elaborati geologici conoscitivi di base, che possano meglio identificare le peculiarità del territorio ai fini della pianificazione ai vari livelli di dettaglio.

Le specifiche tecniche per la realizzazione dei tematismi derivati saranno specificatamente dettagliate mediante norme di settore e norme regolamentari da definirsi ai sensi della L.R. 16/2004.

In particolare, è opportuno prevedere un'analisi di dettaglio che consenta la predisposizione almeno dei seguenti elaborati :

- cartografia delle unità e sub-unità geomorfologiche.
- cartografia geologica delle aree urbane.
- cartografia geologica marino-costiera
- cartografia geo-archeologica
- cartografia della geodiversità

SISTEMA DI SUPPORTO DECISIONALE SISTEMICO (SDSS): INTEGRAZIONE DI CONSERVAZIONE DELLA BIODIVERSITÀ E SVILUPPO SOCIO-ECONOMICO NELLA PIANIFICAZIONE TERRITORIALE MEDIANTE UN SISTEMA INFORMATICO MODULARE.

F. Attorre [1], F. Francesconi [1], M.F. Falcetta [2], Paolini M.C. [2], M. Vitale[1], F. Tomasetto

[1]Dip. Biologia Vegetale, Università Sapienza di Roma, p.le Aldo Moro, 5 - 00185 Roma. e-mail: fabio.attorre@uniroma1.it;
[2]PROGES, Via Appennini, 46 - 00198 Roma. e-mail: marco.falcetta@progesconsulting.it.

A systemic decision support system: integratine of biodiversity conservation and socio-economic development within territorial planning by means of an information modular system

SDSS is conceived as a instrument contributing to the strategies for the sustainable development. It is a systemic tool to plan and manage the territory and its resources. The software combines quantitative and analysis of the system functioning with the territorial representation. The goal is to figure out the management problems in order to find possible future actions to re-establish the balance of the ecological metasystem. At the moment we lack the operational tools that would enable the effective application of systemic management models according to standards and methodological and procedural mechanisms. The SDSS was developed to improve understanding and the assessment of the relationships between the components of the ecosystem as well as the related management problems in order to create policies adapted to take effective decisions. The performance will be monitored through the comparison between current indicator values and those established for each benchmark. During varous projects funded by the Italian Development Cooperation the SDSS has faced specific thematic and territorial issues such as the Turkan Lake (Kenia), the Region Madre de Dios (Peruvian Amazon) Baia de Guanabara (Brazil) and the Galapagos Archipelago (Ecuador). In this case some of the examples related to the Galapagos SDSS are presented.

Abstract

Il SDSS si inserisce nel quadro dei meccanismi che contribuiscono alle strategie per lo sviluppo sostenibile, e si configura come uno strumento sistemico di pianificazione e gestione del territorio e delle risorse. Questo software integra l'analisi quantitativa e modulare del funzionamento del sistema, la rappresentazione territoriale al fine di individuare i problemi gestionali e le conseguenti azioni che si potrebbero adottare per recuperare l'equilibrio del metasistema. Al momento mancano strumenti operativi che consentano l'applicazione efficace di modelli di gestione sistemica secondo standard e meccanismi procedurali/metodologici standardizzati. Il SDSS è stato quindi sviluppato per aiutare la comprensione e l'accertamento delle relazioni tra le componenti di ecosistema ed i loro problemi di gestione relativi in modo da creare delle politiche che prendano decisioni efficaci monitorando inoltre le loro performance attraverso la comparazione dei valori attuali ed i valori prefissati per singolo indicatore (benchmark). Durante l'esperienza condotta in diversi progetti finanziati dalla Cooperazione Italiana

per lo Sviluppo, il SDSS ha affrontato specifici contesti territoriali e tematici come il Lago Turcana (Kenia), la regione Madre de Dios (Amazzonia Peruviana), Baia di Guanabara (Brasile) e l'Arcipelago delle Galápagos (Ecuador). Nel caso specifico sono presentate alcune funzionalità esemplificative relative al SDSS delle Galápagos.

Cos'è la pianificazione sistemica

Syverson (1999) definisce i sistemi ecologici come *metasistemi*, cioè un insieme di sistemi complessi collegati fra di loro attraverso una rete di relazioni. Quando si passa da un sistema a poche componenti ad uno a molteplici componenti, quest'ultimo mostra un comportamento complesso e le sue origini o forme specifiche non possono essere dedotte per via dirette dalle proprietà di ognuna delle sue componenti (es. sistemi ecologici, traffico veicolare, sistemi sociali).Procedere con un approccio sistemico, significa combinare un approccio analitico (suddividendo l'analisi in sottoparti), con uno sintetico (raggruppare insieme diversi elementi). Con l'analisi si può comprendere quali componenti caratterizzano un sistema, e con la sintesi si può capire come le componenti operino insieme.

Il SDSS come strumento di pianificazione e gestione sistemica

Il SDSS (Fig. I) integra l'analisi quantitativa e modulare del funzionamento del sistema, la rappresentazione territoriale al fine di individuare i problemi gestionali e le conseguenti azioni che si potrebbero adottare per recuperare l'equilibrio del metasistema.In figura I è mostrata l'interfaccia relativa al SDSS in corso di implementazione per le isole Galapagos.Il DSS è suddiviso in quattro finestre funzionali: la localizzazione spaziale del fenomeno da analizzare; il diagramma relativo al sistema da analizzare con le relazioni intersettoriali; le opzioni di visualizzazione e analisi di componenti, indicatori e scenari e la loro corrispondente visualizzazione grafica.

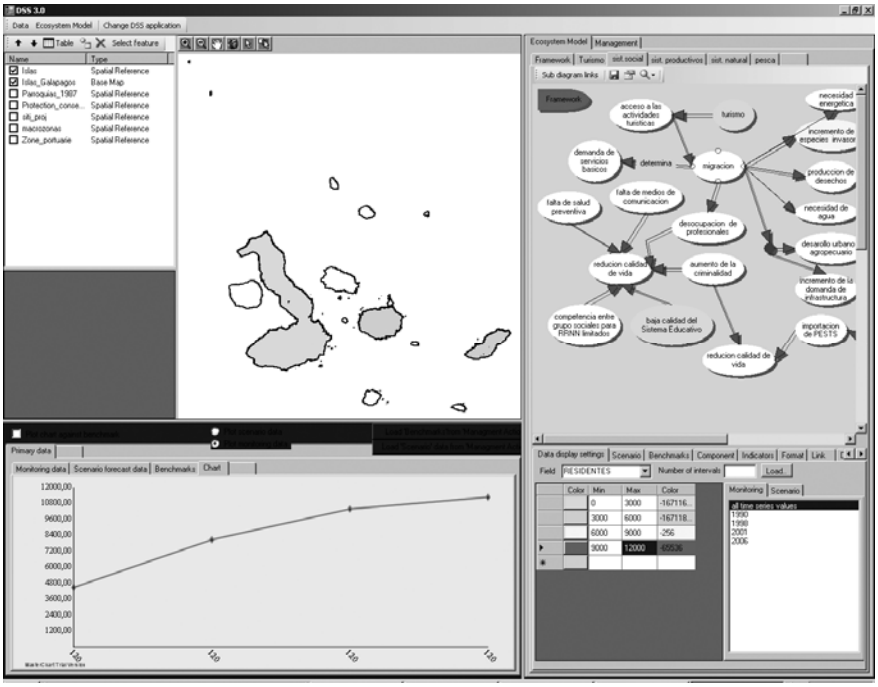


Fig. 1 Schermata principale del software DSS 3.0.

In particolare le novità principali del SDSS sono rappresentate dalle seguenti componenti:

il diagramma di sistema che è una rappresentazione modulare del sistema "Galapagos" e comprende le sue componenti e le relazioni che intercorrono fra queste. E' possibile quindi avvicinarlo ad un modello Entità-Associazione usato nella progettazione delle basi di dati.

A differenza di altri approcci che mirano direttamente ai problemi questo sistema possiede i seguenti vantaggi:

- è modulare: nel senso che ogni parte può essere ampliata scendendo sempre più in dettaglio nel suo complesso in modo da operare a livello multiscalare per consentire di definire/rappresentare cartograficamente il comportamento del sistema socio-ambientale. Alternativamente è possibile scegliere di lavorare solo a livello "macro";
- dimostrativo: utilizzando indicatori ed indici, perché i problemi diventano tali, nel senso che permette di evidenziare in modo obiettivo i problemi che affliggono un sistema;
- ha una lettura multilivello: il piano della spiegazione del funzionamento del sistema ed il piano dei sistemi di indicatori ed indici descrivono ogni componente e sono collegati tra loro da relazioni espletate da frecce (il tipo di relazione può essere definito singolarmente attraverso dei modelli).

Indicatori e benchmark

Per descrivere ogni componente del diagramma di sistema si usa un insieme di indicatori o indici definiti all'interno del modello DPSIR (D, Driving forces; P, Pressures; I, Impacts; S, State of the natural ecosystems) che devono essere ogni volta relazionati ad un sistema di interpretazione degli stessi, al fine da definire i valori di riferimento, soglia e target. Il SDSS permette non solo di confrontare i valori assunti dagli indicatori rispetto ai propri benchmarks ma anche rispetto a valori di scenario opportunamente determinati attraverso un modello o seguendo le logiche di gestione dei decisori.

Nel caso specifico è stata condotta un'analisi che ha evidenziato l'incremento progressivo del numero di abitanti negli ultimi 20 anni sia complessivamente e sia per ciascuna isola (Fig. 1). In base al diagramma di sistema questa variabile è stata correlata/collegata al numero di specie introdotte che è aumentato in maniera corrispondente (Fig. 2).

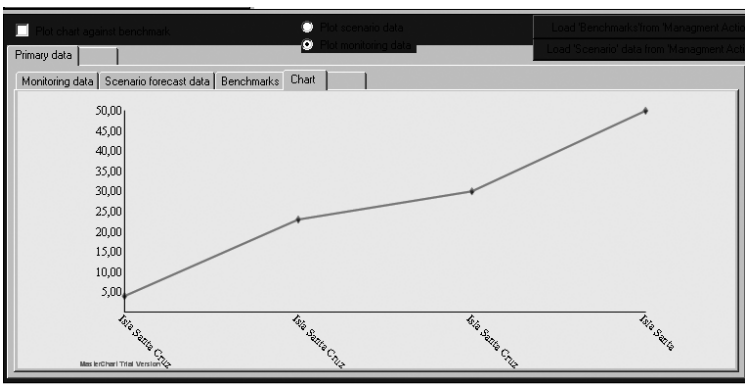


Fig. II Incremento delle specie aliene invasive nell'isola Santa Cruz.

In base a tale analisi è stato definita un'opzione gestionale finalizzata all'avvio di un progetto di monitoraggio ed eradicazione delle specie aliene. Tale progetto è stato implementato dalla Charles Darwin Foundation ed i risultati saranno monitorati utilizzando i medesimi indicatori che verrano inseriti nelle relative componenti del diagramma di sistema del SDSS delle Galápagos.

Riferimenti bibliografici

Maltby, E. (2000) *Ecosystem management and ecosystem – New tools for integrated catchment management*. Royal Holloway Institute for Environmental Research and Geography Department, Royal Holloway, University of London, Surrey, UK.
Syverson, M., (1999) *The Wealth of Reality: An Ecology of Composition*. Southern Illinois University Press.

DIVERSITÀ E NATURALITÀ PAESISTICA PER LA STIMA DELLA SOSTENIBILITÀ ECOLOGICA IN PROVINCIA DI FOGGIA

A. R. B. Cammerino, M. Marrese , L. Piacquadio, M. Monteleone.

Dipartimento di Scienze Agro-Ambientali, Chimica e Difesa Vegetale Università degli Studi di Foggia, Via Napoli, 25 – 71100 FG. e-mail: a.cammerino@unifg.it

---

Landscape diversity and naturalness to evaluate the ecological sustainability in the Foggia district

Landscape diversity and naturalness are strictly related to anthropization and ecological sustainabilty. A methodology to evaluate the ecological sustainability in the Foggia district is presented, integrating the use of Geographical Information Systems (GIS) with the principle of Landscape Ecology. The study area was divided into 4 landscape systems and 8 subsystems. Working on soil coverage data (CORINE, 5th level), different landscape typological units were identified (and defined as “biotopes”). Next, for each landscape system and subsystem the values of several landscape biodiversity and naturalness indexes were computed. This kind of evaluation allows to perceive a rough, general but effective estimate of the landscape ecological sustainability, that is an evaluation of the naturalness level or, on the other hand, the level of intensity displayed by human activities with respect to the composition and configuration of each single subsystem.

Abstract

La diversità e la naturalità di un paesaggio sono attributi in diretto rapporto con il grado di antropizzazione di un territorio e con il livello di sostenibilità ecologica ad esso ascrivibile. Con riferimento al territorio della Capitanata (provincia di Foggia) ed attraverso l’applicazione di una metodologia che integra l’impiego dei Sistemi Geografici Informativi (GIS) ai principi dell’Ecologia del Paesaggio, si è voluto proporre una procedura di valutazione della sostenibilità ecologica su scala vasta. L’area complessivamente investigata è stata suddivisa in 4 sistemi ed 8 sottosistemi di paesaggio. Contestualmente, lavorando sui dati di copertura del suolo (CORINE, V livello), sono state individuate differenti tipologie di unità di paesaggio (definite “biotopi”). Per ogni sistema e sottosistema di paesaggio, sono stati determinati i valori corrispondenti ad indici di “naturalità” e “diversità” paesistica. Tale valutazione ha consentito di pervenire ad una stima “sinottica” della sostenibilità ecologica territoriale, ovvero ad una valutazione del grado di naturalità o, per contro, d’intensità delle attività antropiche in rapporto alla specifica configurazione ed alla composizione strutturale delle unità paesistiche nell’area indagata.

Introduzione

La struttura paesistica di un territorio si evolve dinamicamente in rapporto a cause sia naturali che antropiche; l’approccio ecologico all’analisi del paesaggio punta a comprendere ed interpretare tali spinte o pressioni evolutive. La finalità è quella di proteggere od anche migliorare la funzionalità ecologica del paesaggio in considerazione del ruolo importante che esso può svolgere, sia nei riguardi della

biodiversità (strategie di conservazione) sia in rapporto alle popolazioni umane, con riferimento alla qualità della vita. Le attività antropiche frequentemente determinano una progressiva "erosione" di naturalità a carico del paesaggio che assume così nuove configurazioni e differenti tipologie d'uso in rapporto alle risorse ecologiche disponibili. Il presente studio, sulla scorta delle finalità suddette, intende valutare le relazioni che intercorrono tra "diversità" e "naturalità" paesistica in rapporto ai caratteri qualitativi e strutturali del paesaggio; una tale procedura, riferita ad una scala territoriale di area vasta, può fornire utili indicazioni per una corretta pianificazione e gestione sostenibile del territorio indagato.

Area di studio

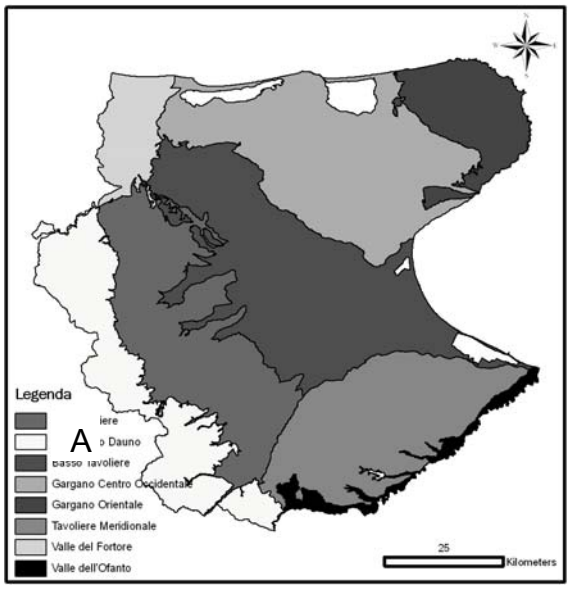
L'area prescelta per lo studio è l'intera Capitanata (provincia di Foggia) che copre un'estensione territoriale di 7.192 kmq; essa è generalmente suddivisa in 4 differenti ambiti territoriali: Appennino Dauno, Tavoliere, Gargano e Valli terrazzate, queste ultime riferibili ai fiumi Fortore ed Ofanto. Ampia e diversificata è la varietà di ambienti presente all'interno di ciascun sistema territoriale; a tal riguardo è opportuno identificare ulteriori 8 sottosistemi di paesaggio in cui ripartire le 4 più ampie unità di sistema. I criteri adottati sono quelli già definiti dal progetto ACLA-2 (*Caliando et al., 2004*) e riferibili al clima, al substrato geologico ed al rilievo. I sottosistemi proposti da ACLA-2 sono stati in parte rimodellati al fine di ottenere delle aree ancor più omogenee dal punto di vista paesaggistico (Fig. 1a).

Metodologia

Utilizzando i dati di copertura del suolo CORINE (V livello), riferibili ad una scala 1:100.000, si è proceduto ad un'aggregazione delle relative classi ottenendo una carta dei biotopi (Socco *et al*., *2002*). I biotopi complessivamente ottenuti sono 14 (Fig. 1b); essi rappresentano unità paesistiche di riferimento per la valutazione della qualità ecologica territoriale. Per ciascun biotopo è stato quindi definito il grado di naturalità, secondo una procedura di ordinamento cardinale che assegna alle differenti classi un punteggio variabile fra zero (minimo valore di naturalità) ed uno (valore massimo). A questo riguardo è stata applicata una metodologia precedentemente sviluppata (Berthoud *et al.*,*1989*) che, tra l'altro, prevede la consultazione di un *panel* di esperti naturalisti. Ogni biotopo, nell'ambito di ciascun sottosistema territoriale, nonché i diversi sottosistemi, in qualità di aggregazione di biotopi, sono stati valutati sotto l'aspetto della *diversità* e della *naturalità* mediante l'ausilio di un set specifico di indici.

Risultati

Gli indici riportati in Tab. 1 consentono di quantificare naturalità, configurazione e diversità dei sottosistemi di paesaggio della Capitanata. Appenino Dauno, Gargano Orientale e Gargano Centro Occidentale costituiscono, come atteso, i sottosistemi a più spiccata naturalità. Pur rappresentando solo il 37% della superficie territoriale, essi esprimono il 72% del valore naturalistico provinciale.



A B

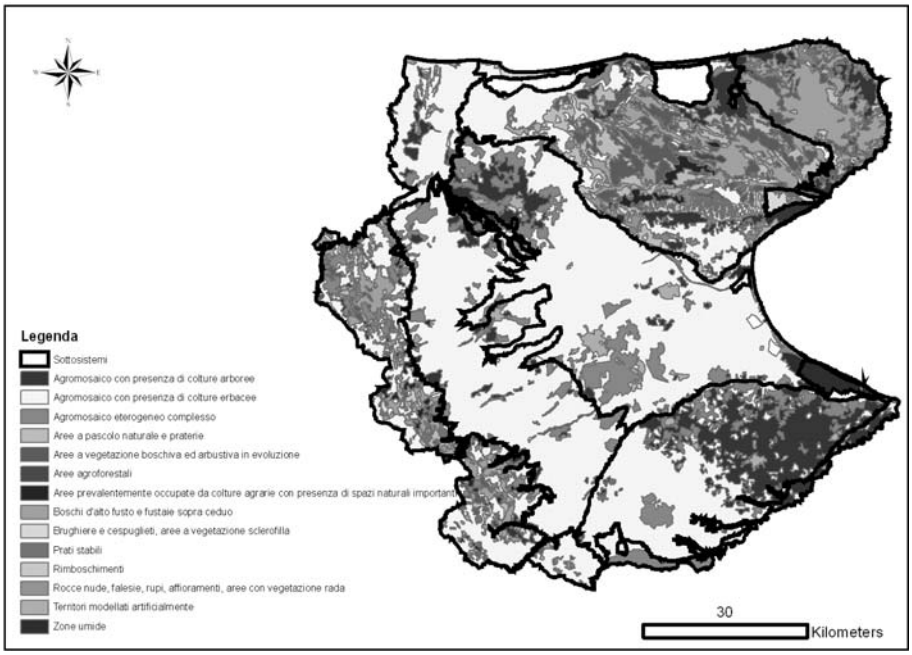


Fig. 1a - 1b Identificazione degli 8 sottosistemi di paesaggio in provincia di Foggia e rappresentazione della carta dei biotopi risultante dalla rielaborazione del Corine.

Ad essi sono anche associati il maggior numero di unità di paesaggio ed i valori più elevati dell'indice di diversità di Shannon (variabilità ed equiprobabilità dei biotopi). Diversamente, per i sottosistemi del Tavoliere. Lì dove prevale l'uso agricolo dei suoli e più ampi e concentrati sono gli insediamenti antropici, gli indici di naturalità e di diversità sono assai contenuti manifestandosi, per contro, un elevato valore medio delle dimensioni e dello sviluppo perimetrale delle singole unità di paesaggio. Un'interpretazione più precisa dell'assetto paesistico discende dalle risultanze dell'Analisi delle Componenti Principali (PCA) condotta sul complesso delle variabili riportate in *Tab. 1*. I primi due fattori spiegano poco più del 90% della variabilità

complessiva e definiscono graficamente (*Fig.2*) in ordinata (*F1*) un contrasto fra elevata e bassa naturalità/diversità, mentre in ascissa (*F2*) fra ampia oppure limitata estensione delle unità di paesaggio (carattere "core" delle unità di paesaggio). Il Gargano Centro Occidentale, pertanto, si caratterizza per spiccata naturalità e diversità paesistica a cui si associa una marcata condizione di omogeneità di conformazione in ragione della notevole estensione (in area e perimetro) delle sue unità di paesaggio.

Tab.1 Valori assunti dagli indici di naturalità e diversità con riferimento ai sottosistemi paesistici della Capitanata.

Sottositema di paesaggio	Codice	Unità di paesaggio	Area	Ripartiz. Area	Naturalità espressa	Ripartiz. Naturalità	Indice Naturalità	Area media unità di paesaggio	Sviluppo perim. medio unità p.	Diversità di Shannon
		n	*ha*	*%*	*ha*	*%*	-	*ha*	*km*	-
Appennino Dauno	ST1	292	84.271	12,54	28.588	19,40	0,34	288,6	12,12	1,59
Gargano Orientale	ST2	149	47.403	7,06	32.176	21,83	0,68	318,1	12,09	1,56
Gargano Centro Occ.	ST3	251	117.107	17,43	45.446	30,84	0,39	466,6	15,73	2,04
Alto Tavoliere	ST4	130	118.656	17,66	11.296	7,66	0,10	912,7	13,78	0,64
Basso Tavoliere	ST5	131	160.220	23,85	15.239	10,34	0,10	1.223,1	19,55	0,91
Tavoliere Meridion.	ST6	135	102.169	15,21	9.332	6,33	0,09	756,8	16,22	1,03
Valle del Fortore	ST7	78	29.051	4,32	3.841	2,61	0,13	372,4	8,37	0,79
Valle dell'Ofanto	ST8	83	12.893	1,92	1.458	0,99	0,11	155,3	5,64	1,17
Totale		**1249**	**671.770**	**100,00**	**147.376**	**100,00**	**0,22**	**537,8**	**13,57**	**1,53**

Simili al precedente per valore naturalistico e diversità ecosistemica ma più frammentate e disperse le unità paesistiche di cui si compongono i sottosistemi Gargano Orientale ed Appennino Dauno. Una rilevante omogeneità ed aggregazione delle unità paesistiche contraddistingue l'ampia e pervasiva matrice agraria dei sottosistemi del Tavoliere, la cui "erosione" di naturalità desta allarme e preoccupazione. In ultimo, particolare attenzione meritano i sistemi delle Valli terrazzate in cui, nonostante una netta prevalenza dell'uso agricolo dei suoli, l'agromosaico si presenta adeguatamente vario e diversificato, con significative intrusioni di spazi naturali, ciò che rende meno impattante la matrice agricola ed incrementa la connettività ecologica del paesaggio garantendone una migliore funzionalità.

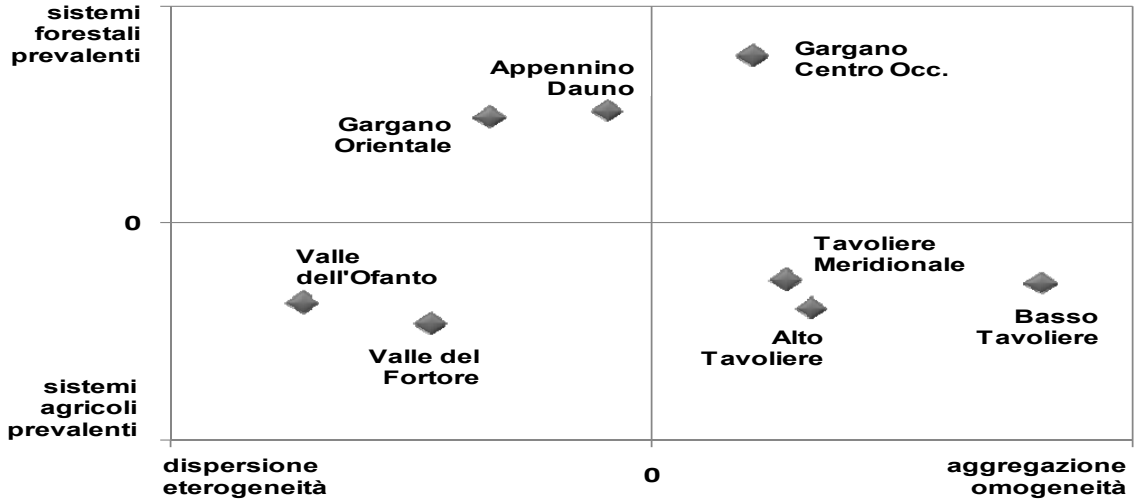


Fig. 2 Rappresentazione dei sottosistemi paesistici mediante le risultanze della PCA condotta sugli indici di naturalità e diversità

Conclusioni

A livello provinciale occorre rimarcare che all'incirca il 30% del valore naturalistico del territorio è associato ai sistemi agricoli (i quali assommano al 78% della superficie territoriale); ciò significa che una "governance" di salvaguardia ambientale non può prescindere da una corretta gestione di questi estesi biotopi. Mirati criteri di pianificazione ecologica dovrebbero favorire una maggiore diversificazione dei sottosistemi del Tavoliere verso condizioni più simili ai sistemi delle Valli terrazzate; all'opposto, si dovrebbe attivare una dinamica di rafforzamento del carattere di aggregazione ("core") delle unità paesistiche dell'Appennino Dauno e del Gargano Orientale similmente a quanto osservato per il Gargano Centro Occidentale.

Riferimenti bibliografici

Berthoud G.; Duelli P. & Burnand J.D. (1989) *Méthode d'évaluation du potentiel écologique des mileux.* Programme national SOL, Liebefeld.

Socco C. *et al*. (2002) *Indice del grado di naturalità del territorio. Dipartimento Interateneo Territorio.* Politecnico e Università di Torino.

Caliandro et al. (2004). Prog. *ACLA 2. Caratterizzazione agroecologica della Reg. Puglia.*

CAMBIAMENTI DELLA COPERTURA DEL SUOLO E DELLE COMPONENTI DEL PAESAGGIO IN UN'AREA SENSIBILE ALLA DESERTIFICAZIONE: IL CASO STUDIO DELLA NURRA (SARDEGNA)

F. Giordano[1, 2], A. Marini[1]

[1]Università di Cagliari, Dipartimento di Scienze della Terra, Lab. TELEGIS, Via Trentino, 51 09127 Cagliari (Italia). e-mail: fragisi@tin.it.
[2] APAT, Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i servizi Tecnici, Via C. Pavese 305, 00144 Roma (Italia)

A landscape approach for detecting and assessing changes in an area prone to desertification in Sardinia (Italy)
Desertification process represents a serious problem in many areas of Sardinia (Italy), as in the Nurra region where urbanization, overgrazing and fires have induced environmental degradation and rapid land-use change. In this study, using satellite remote sensing and Geographical Information System, land cover and landscape change dynamics were investigated. Comparing two Landsat 5 *Thematic Mapper* it was possible to assess land cover transformations and with the FRAGSTATS software it was possible to quantify the changes of landscape characteristics in the Nurra region over a 10-years period. The results show a decrease of cropland and an increase of forestland and urban areas. The overall change was estimated to be about 2,5% of the total study area, with two most frequent land cover conversion types: cropland to urban areas and cropland to forestland.

Abstract
I processi di desertificazione rappresentano un problema serio in molte aree della Sardegna quali, ad esempio, l'area della Nurra dove l'urbanizzazione, il sovrappascolamento e gli incendi hanno indotto fenomeni di degrado ambientale e rapidi cambiamenti di uso del suolo. In quest'area sono state analizzate le dinamiche di cambiamento di copertura del suolo e di paesaggio attraverso l'utilizzo integrato di tecniche di telerilevamento da satellite e di Sistemi Informativi Geografici (GIS). Il confronto di due immagini Landsat 5 TM *Thematic Mapper* ha reso possibile quantificare le trasformazioni di copertura del suolo e, attraverso il software FRAGSTATS, quantificare i cambiamenti delle caratteristiche del paesaggio nella regione della Nurra nel decennio in studio.I risultati mostrano un decremento delle aree agricole ed un aumento delle aree boscate e delle aree urbane. Il cambiamento totale è stato stimato pari a circa 2,5% dell'area di studio totale, con due tipologie più frequenti di conversione: da aree agricole ad aree urbane e da aree agricole ad aree boscate.

Introduzione

A causa della particolare posizione geografica e degli eventi climatici estremi, come la siccità e le alluvioni, la Sardegna può essere considerata un'area rappresentativa dei problemi ambientali tipici del Bacino del Mediterraneo. I processi di desertificazione, in particolare, rappresentano una seria minaccia per molte aree dell'isola dove all'impatto delle attività umane sull'ambiente si aggiungono gli stress di natura climatica.

L'obiettivo del presente studio è quello di rilevare, caratterizzare e quantificare, tramite tecniche di telerilevamento da satellite, strumenti GIS (Sistemi Informativi Geografici) ed il software FRAGSTATS, i cambiamenti di copertura del suolo e delle componenti del paesaggio avvenuti, nel decennio 1990 – 2000, in un'area sensibile alla desertificazione nell'area della Nurra in Sardegna.

L'area di studio

L'area di studio (40° 43' N, 8° 34' E) è localizzata nella parte nord-occidentale della Sardegna e copre interamente i comuni di Sassari, Alghero, Stintino e Porto Torres. Quest'area, di circa 88400 ettari, è caratterizzata da un'elevata complessità geologica e morfologica. Il clima è tipicamente mediterraneo sub-umido secco, con piogge abbondanti nel periodo autunno-invernale e scarse durante l'estate. L'area è fortemente sensibile alla desertificazione, con più della metà del territorio appartenente alla categoria delle "*aree critiche*" o "*aree già altamente degradate a causa di una gestione inadeguata, che presentano una minaccia all'ambiente delle aree circostanti*", secondo la classificazione stabilita nell'ambito del Progetto Medalus (EC, 1999).

Materiali e metodi

Per l'analisi multitemporale dell'area di studio sono state selezionate due immagini da satellite Landsat 5 TM *Thematic Mapper*, rispettivamente di Maggio 1990 e Giugno 2000. Attraverso l'impiego del software ERDAS Imagine le immagini da satellite sono state georiferite e classificate al fine di ottenere le corrispondenti carte di copertura del suolo. La copertura del suolo ed i suoi cambiamenti nel decennio considerato sono stati valutati, a partire dalle carte ottenute, in termini di: estensione di ciascuna classe rispetto all'area totale nel 1990 e nel 2000, direzione del cambiamento (Herzog & Lausch, 2001).

Per poter elaborare le metriche di paesaggio, le carte di copertura del suolo sono state convertite nel formato GRID ed utilizzate come input per il software FRAGSTATS (McGarigal *et al.*, 2002). Gli aspetti della configurazione e della composizione del paesaggio, e dei cambiamenti avvenuti nel decennio di studio, sono stati valutati attraverso l'impiego di metriche di classe e di paesaggio.

Risultati

Indicatori di copertura del suolo

Come si evince dalla tab. I le aree agricole rappresentano la tipologia di copertura del suolo dominante nell'area di studio in entrambi i casi, seguite dalle aree boscate, dai cespuglieti e dalle aree urbane.

Tabella I. Aree di copertura del suolo per classe nell'area di studio, 1990 e 2000

	Area 1990			Area 2000		Direzione
Classe	**ettari**	**%**	**Classe**	**ettari**	**%**	**cambiamento**
A. agricole	67.209,5	76,0	A. agricole	65.956,9	74,6	*aumento*
A. boscate	8.246,4	9,3	A. boscate	9.088,6	10,3	*aumento*
Cespuglieti	7.528,8	8,5	Cespuglieti	7.487,8	8,5	-
A. urbane	4.033,2	4,6	A. urbane	4.455,7	5,0	*aumento*
Totale	**88.388,2**	**100,0**	**Totale**	**88.388,2**	**100,0**	

In particolare durante il periodo 1990 - 2000 le aree agricole sono diminuite dal 76% al 74,6%, mentre le aree boscate e le aree urbane sono aumentate in area (da 9,3% a 10,3% e da 4,6% a 5% rispettivamente) e i cespuglieti hanno mantenuto le stesse dimensioni. La sovrapposizione delle due carte indica un'area di cambiamento di circa 2,5% rispetto all'area totale. Due sono le conversioni di copertura del suolo più frequenti: da aree agricole ad aree urbane (45,7%) e da aree agricole ad aree boscate (44,5%).

Metriche a livello di classe

La tab. II mostra le più interessanti metriche di paesaggio elaborate a livello di classe per l'intera area di studio e per le classi che hanno subito variazione (Yu & Ng, 2007).

Tabella II. Metriche di paesaggio a livello di classe, 1990 e 2000

Classe	CA (ha)	PLAND (%)	NP (#)	PD (#/100 ha)	AREA_MN (ha)	SHAPE_AM (ha)	PROX_MN (m)	IJI (%)
1990								
A. agricole	67210	29,2	1830	0,8	36,8	21,8	56710	63,7
A. boscate	8246	3,6	5140	2,2	1,6	5,8	71,2	54,9
A. urbane	4033	1,8	1775	0,8	2,3	5,9	112,2	33,4
2000								
A. agricole	65957	28,7	1660	0,7	39,7	17,6	66550	69,8
A. boscate	9088	3,9	4190	1,8	2,2	7,3	212,2	61,0
A. urbane	4455	1,9	689	0,3	6,5	5,9	301,3	48,0

Durante il periodo 1990-2000 il numero di *patches* (NP) delle aree boscate è diminuito da 5140 a 4190, la *mean patch area* (AREA_MN) è aumentata da 1,6 a 2,2 e il *mean proximity index* (PROX_MN) è aumentato da 71,2 a 212,2. Questo indica che le *patches* dello stesso tipo occupano sempre più gli spazi vicini tra le *patches* boscate e tali *patches* sono diventate più vicine e contigue in distribuzione.

L'analisi delle aree urbane ha indicato che il numero delle *patches* (NP) è significativamente diminuito da 1775 a 689, mentre la *mean patch area* (AREA_MN) è aumentata da 2,3 a 6,5 e la *class area* (CA) aumentata da 4033 a 4455. Questa combinazione di risultati mostra che i nuovi insediamenti urbani generalmente sorgono negli spazi vuoti o adiacenti a *patches* urbane esistenti, in un assetto concentrato (Bianchin & Bravin 2004).

Metriche a livello di paesaggio

La tab. III mostra alcune metriche elaborate a livello di paesaggio per l'area di studio.

Tabella III. Metriche di paesaggio a livello di paesaggio, 1990 e 2000

Anno	NP (#)	PD (#/100 ha)	LPI (%)	AREA_MN (ha)	SHAPE_AM (ha)	PROX_MN (m)	IJI (%)	PR -	SHDI -	SHEI -
1990	11960	5,2	28,4	7,4	17,9	8750	55,9	7	0,85	0,44
2000	9840	4,3	27,5	9,0	14,6	11390	61,1	7	0,89	0,46

Come si vede nella tabella 3 durante il decennio 1990-2000 il numero di *patch* (NP) nell'area di studio è diminuito (da 11960 a 9840) e il *mean patch area* (AREA_MN) è aumentato (da 7,4 a 9,0), mostrando un trend verso un paesaggio a grana crescente.

Gli indici di diversità di Shannon (SHDI) e di *evenness* (SHEI) sono entrambi aumentati, mostrando che l'eterogeneità e la regolarità del paesaggio sono leggermente aumentati.

Conclusioni

L'analisi condotta ha mostrato che la combinazione di dati Landsat e dei software GIS e FRAGSTATS è stata generalmente efficace nel fornire tecniche per monitorare la copertura del suolo e l'evoluzione del paesaggio durante il periodo di studio. L'insieme degli indicatori elaborati ha permesso di individuare la localizzazione dei cambiamenti, valutarne l'estensione, definirne la direzione ed infine caratterizzarne gli aspetti spaziali e strutturali. Ulteriori ricerche sono necessarie al fine di comprendere meglio l'evoluzione della copertura del suolo e del paesaggio nelle aree in cui si stanno verificando processi di degrado del territorio e di desertificazione.

Riferimenti bibliografici

Bianchin A. & Bravin L. (2004). Defining and detecting changes in urban areas. International archives of photogrammetry remote sensing and spatial information sciences, Vol. 35, Part 7, 466-471. ISSN 1682-1750.

EC, European Community (1999). The Medalus project Mediterranean desertification and land use. Manual on key indicators of desertification and mapping environmentally sensitive areas to desertification. Edited by C. Kosmas, M. Kirkby, N. Geeson, EUR 18882.

Herzog F. & Lausch A. (2001). Supplementing land-use statistics with landscape metrics: some methodological considerations. Environmental Monitoring Assessment 72, 37–50.

McGariga, K.; Cushman S. A.; Neel M. C. & Ene E. (2002). FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.

Yu X. J. & Ng, C. N. (2007). Spatial and temporal dynamics of urban sprawl along two urban – rural transects : a case study of Guangzhou, China. Landscape and Urban Planning 79 (2007), 96 – 109.

INDICATORI DI DIVERSITÀ BIOLOGICA NEL VERDE URBANO: LA COLEOTTEROFAUNA DELLA CITTÀ DI BARI

L. Lorusso[1], G. Sanesi[1], R. Lafortezza[1], E. Tarasco[2] e O. Triggiani[2]

[1] Dipartimento di Scienze delle Produzioni Vegetali, Università degli Studi di Bari - v. Amendola, 165/A 70126 Bari. e-mail: sanesi@agr.uniba.it
[2] Dipartimento di Biologia e Chimica Agroforestale e Ambientale, Università degli Studi di Bari - v. Amendola, 165/A 70126 Bari

---

Indicators of biological diversity in urban forest: the beetles of the city of Bari
Green spaces in urban and periurban areas contribute to the ecological and environmental functions of urban ecosystems. This paper provides research findings coming from a study conducted at the edge of the city of Bari (Southern Italy): Lama Balice Park. Pitfall traps were used to collect ground-beetles in three different habitats of vegetation. The study area was divided into three main habitats: "macchia-gariga" (maquis-garrigue), “vegetazione erbacea di fondo lama” (herbaceous vegetation on the river-bed), “vegetazione erbacea di versante” (herbaceous vegetation on slopes). In total, 1,779 ground-beetles were collected (1,209 carabids, 99 silphids, 240 staphilinids, 231 tenebrionids). Using one-way ANOVA we tested the response of beetles (based on the family type) to the three habitats. Results showed a significant response of carabids and silphids to the “maquis-garrigue” and the “herbaceous vegetation on slopes” habitats.

Abstract
Le aree verdi urbane e periurbane rivestono un’importanza sempre maggiore per la qualità dell’ecosistema urbano, nonché per la conservazione della biodiversità. Le biocenosi (struttura e composizione specifica delle popolazioni) di alcuni taxa animali possono rappresentare degli indicatori di biodiversità complessiva. Nel presente contributo si riportano i risultati di uno studio finalizzato alla comprensione dei rapporti struttura-processo tra tipologie vegetazionali in ambito mediterraneo e coleotterofauna terricola all’interno di un’area verde periurbana ai margini dell’agglomerato urbano di Bari: Lama Balice. In tale area sono stati effettuati rilievi in campo al fine di caratterizzare gli habitat vegetazionali prevalenti e, conseguentemente, di individuare le tipologie vegetazionali dove sono stati effettuati periodici campionamenti. Successivamente sono state determinate le principali specie di coleotteri presenti in ciascun habitat. In totale sono stati raccolti 1.779 coleotteri terricoli (1.209 carabidi, 99 silfidi, 240 stafilinidi, 231 tenebrionidi). L’analisi statistica dei dati raccolti tra i vari siti ha evidenziato una relazione significativa tra habitat vegetazionali considerando sia i carabidi che i silfidi.

Introduzione

Le aree verdi sono sempre più percepite come spazi vitali per l'espletamento delle classiche funzioni: igienico-sanitaria, climatizzante, sociale, economica. Tali funzioni devono essere comprese ai fini della sostenibilità urbana e della sua gestione (Sanesi & Lafortezza, 2002). A livello comunitario ed internazionale si stanno accrescendo le ricerche su ecologia e biologia delle specie in ambito urbano, ma anche studi che pongono in relazione le specie faunistiche (uccelli, coleotteri) in funzione degli habitat vegetazionali presenti (Niemelä & Kotze, 2000; Alaruikka *et al.*, 2002; Magura *et al.*, 2005). A livello nazionale, invece, la bibliografia risulta carente, in particolare sulle relazioni struttura-funzione. In letteratura, inoltre, non vi è parere concorde circa l'influenza delle tipologie strutturali sulla diffusione e diversità di specie presenti in ambito urbano e periurbano. La mancanza di tale evidenza scientifica ha reso necessario approfondire il tema della biodiversità urbana attraverso studi e ricerche mirate all'interno del Parco Naturale Regionale di Lama Balice (L. R. Puglia 5 giugno 2007, n.15), area che si inserisce nel contesto periurbano di Bari.

La presente ricerca intende illustrare alcuni risultati conseguiti nel corso di un Programma di Ricerca scientifica di rilevante Interesse Nazionale (PRIN-2004) denominato REFER (Ricerca finalizzata alla caratterizzazione Ecologico-Funzionale di tipologie standard di vERde urbano e periurbano), finanziato dal Ministero dell'Istruzione, dell'Università e della Ricerca (MIUR). L'Unità di Ricerca di Bari, nei due anni di progetto, si è occupata di questioni relative alla identificazione di tipologie standard di verde urbano e del monitoraggio della biodiversità di specie animali, (entomofauna, avifauna), all'interno di alcune tipologie di verde.

Con riferimento al contributo in questione, relativo al solo Parco di Lama Balice (Tarasco *et al.*, 2006; Lorusso *et al.*, 2007), gli obiettivi che si è cercato di perseguire sono riconducibili: alla caratterizzazione preliminare di tipologie standard di verde urbano e periurbano; al monitoraggio della biodiversità a livello di habitat e specie dell'entomofauna; all'analisi dei rapporti tra vegetazione ed entomofauna (coleotteri terricoli).

Contenuti

Materiali e metodi

All'interno dell'area protetta Lama Balice sono state individuate 15 aree di rilievo in campo (field plot) classificate in tre differenti tipologie strutturali. La classificazione strutturale è consistita nell'individuazione degli habitat vegetazionali prevalenti (cfr. Tabella I). In ciascuna della 15 aree (5 a macchia-gariga, 5 a vegetazione erbacea di fondo-lama, 5 a vegetazione erbacea di versante) sono state collocate cinque trappole a caduta per la raccolta dei coleotteri terricoli; per trappole sono stati utilizzati bicchieri di plastica di 9 cm (7 cm alla base) di diametro, riempiti con 150 ml di aceto di vino. Il rilievo è stato effettuato nel periodo compreso tra ottobre 2005 e ottobre 2006, svuotando le trappole ogni venti giorni.

I "parametri tipologici" dei Coleotteri a cui si è fatto riferimento sono la dieta alimentare ed il suo grado di specializzazione, il potere di dispersione, la distribuzione geografica.

Tabella I Gli habitat vegetazionali delle aree di studio di Lama Balice.

Habitat vegetazionali	Unita' vegetazionali elementari	Specie prevalenti
Macchia-gariga	Coltivi Arborati	*Olea europea* var. *sativa*, *Ceratonia siliqua*, *Asparagus acutifolius*
	Macchia	*Olea europea* var. *sylvestris*, *Rhamnus alaternus*, *Phyllirea latifolia, Pistacia lentiscus*
	Gariga	*Anagyris foetida*, *Calycotome spinosa*, *Asparagus acutifolius*
Vegetazione erbacea di fondo-lama	Orti	Specie orticole
	Vegetazione di fondo lama	*Phragmites australis*, *Arundo donax, Silybum marianum*, *Rumex crispus*, *Rubia peregrina*
Vegetazione erbacea sui versanti	Vegetazione erbacea xerofila	*Paspalum* sp., *Agropyron* sp., *Vicia* sp., *Lathyrus* sp., *Inula viscosa*
	Coltivi e cave in abbandono	*Olea europea* var. *sylvestris*, *Rhamnus alaternus, Rubus fruticosus*, *Rubia peregrina*, *Inula viscosa*, *Smilax aspera*

Tabella II Gli esemplari raccolti nei differenti habitat di Lama Balice.

Habitat vegetazionale	Carabidae (n.)	Silphidae (n.)	Staphylinidae (n.)	Tenebrionidae (n.)	Totale (n.)
Macchia-gariga	764	67	139	79	1049
Veg. erb. fondo lama	287	16	70	82	455
Veg. erb. versanti	158	16	31	70	275
Totale	1209	99	240	231	1779

Risultati e conclusioni

Gli habitat a macchia e gariga risultano i più frequentati dai coleotteri terricoli, a causa della complessità strutturale degli stessi habitat i quali garantiscono maggiori opportunità ecologiche (trofiche, sinecologiche, ecc.). L'habitat dove si è riscontrato il numero inferiore di coleotteri è la vegetazione erbacea di versante (275 esemplari).

Per quanto concerne i carabidi, la valutazione qualitativa delle specie ha permesso di contare un numero totale di 14 specie, di cui 8 specie negli habitat macchia-gariga e vegetazione di fondo lama, e 9 nella vegetazione erbacea di versante. Tale dato è legato al fatto che la vegetazione erbacea di versante presenta una pluralità di elementi (roccaglia, diverse specie vegetali) e si interpone tra gli altri 2 habitat, per cui, durante gli spostamenti, i carabidi, potrebbero fermarsi, seppur temporaneamente nella vegetazione erbacea.

L'analisi delle relazioni tra strutture vegetazionali e processi ecologici ha permesso di comprendere, in questo lavoro, l'influenza che la vegetazione maggiormente articolata (ad es. macchia alta arborata) svolge nei confronti della biodiversità in generale e di *taxa* entomologici.

Inoltre, a seguito dell'analisi ANOVA ad una via, i risultati mostrano come questo legame struttura-processo sia piuttosto robusto nel caso dei carabidi e silfidi in rapporto agli ambienti di macchia mediterranea e di gariga, mentre risulta essere poco significativo nel caso di tenebrionidi. Dall'analisi dei dati si evince l'importanza di alcuni habitat nella gestione e salvaguardia della biodiversità e in particolare come sia importante la valorizzazione di alcune aree periurbane. Il verde urbano e periurbano oltre da avere un importante valore nella conservazione delle forme viventi, può inoltre svolgere altre funzioni quali la gestione delle risorse idriche, la salvaguarda idrogeologica, la ricreazione e socializzazione dei cittadini.

L'analisi dei carabidi ha evidenziato la differenza significativa nel numero di individui catturati per ciascuna famiglia nell'ambito delle macro-unità vegetazionali (p=0.01), pertanto si può dedurre che la "macchia-gariga" è risultato essere l'habitat maggiormente influente sull'abbondanza di popolazioni di carabidi.

Anche per i silfidi l'analisi statistica ha mostrato una significatività positiva (p=0.03) nel numero di individui catturati nei diversi habitat. Invece, sia negli stafilinidi (p=0.26),sia nei tenebrionidi, l'analisi della varianza e i test Post-Hoc non hanno evidenziato differenze significative nel numero di individui catturati nei diversi habitat.

Riferimenti bibliografici

Alaruikka D.; Kotze, D.J.; Matveinen K. & Niemelä J. (2002) Carabid beetle and spider assemblages along a forested urban-rural gradient in southern Finland. Kluwer Academic Publishers; *Journal of Insect Conservation*, **6**: 195-206.

Lorusso L.; Lafortezza R.; Tarasco E.; Sanesi G. & Triggiani, O. (2007) Tipologie strutturali e caratteristiche funzionali delle aree verdi periurbane: il caso di studio della città di Bari. *L'Italia Forestale e Montana*, **62 (4)**: 249-265.

Niemelä J. & Kotze D.J., (2000) GLOBENET: the search for common anthropogenic impacts on biodiversity using carabids. *Proceedings of the IX European Carabidologists Meeting*. Pensoft, Sofia 241-246.

Magura T.; Tóthmérész B. & Molnár T. (2005) Species richness of carabids along a forested urban-rural gradient in eastern Hungary. European Carabidology 2003, *Proceedings of the 11th European Carabidologist Meeting*.

Sanesi G. & Lafortezza R. (2002) Verde urbano e sostenibilità: identificazione di un modello e di un set di indicatori. *Genio Rurale*, **9**: 3-12.

Tarasco E.; Mazzei A.; Brandmayr P.; Santarcangelo V.; Lorusso L. & Triggiani O. (2007) La carabidofauna del Parco Naturale Regionale Lama Balice (BA) (Coleoptera, Carabidae). *68° Congresso Nazionale dell'Unione Zoologica Italiana*, 24-27 settembre. Lecce, 76-77.

LA PERCEZIONE DEL BOSCO E DEL PAESAGGIO DA PARTE DEGLI ABITANTI DELLA CITTÀ DI TRENTO

F. Maino, A. Betta , M.G. Cantiani

Laboratorio di Ecologia – Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale
Università degli Studi di Trento – Via Mesiano 77, 38100 Trento.
e-mail:federica.maino@ing.unitn.it

Forest and landscape perception among people living in the city of Trento
Knowledge of social demands on the forest is today more and more important for forest management and policy. This paper illustrates the first results of a research which aims at highlighting attitudes and opinions on the forest and forestry among people living in the city of Trento. The survey was carried out by mean a questionnaire mailed to a sample of 1000 families randomly selected from the register of births of Trento. The results discussed in the paper concern the old town centre and the east side of the city.

Abstract
Il lavoro illustra i primi risultati di una ricerca volta ad evidenziare opinioni e necessità degli abitanti della città di Trento nei confronti del bosco e della sua gestione. La conoscenza del legame con il territorio e delle priorità che vengono attribuite dalla popolazione alle funzioni del bosco è oggi particolarmente importante sia sotto il profilo della politica forestale e della comunicazione tra amministrazione e cittadini, sia al livello direttamente operativo della pianificazione e della gestione forestale. L'indagine è stata effettuata tramite un questionario inviato ad un campione di 1000 famiglie estratto casualmente dall'anagrafe di Trento. I risultati discussi nell'articolo riguardano il centro storico di Trento e l'area collinare a est della città.

Introduzione

Il verde è il colore prevalente nel paesaggio trentino: è il colore dei prati, dei pascoli e delle foreste che ricoprono i versanti delle montagne. Anche dall'interno della città di Trento può facilmente capitare, alzando gli occhi, di godere della vista di un lembo di bosco. Il territorio montano costituisce l'84% del territorio provinciale e le foreste occupano il 56% della superficie totale. Si tratta di un grande patrimonio, la cui storia è fortemente legata a quella del popolo trentino, per il quale il bosco ha nei secoli costituito una risorsa di fondamentale importanza.

A seguito del cambiamento dei modelli di sviluppo e dell'abbandono delle tradizionali attività economiche, il paesaggio montano del Trentino, che fino alla metà del XX secolo basava il suo equilibrio su precise pratiche di prelievo ed uso delle risorse, ritorna sotto il dominio dei fattori ambientali naturali e tra le prime conseguenze si registra il fenomeno dell'espansione del bosco nei terreni abbandonati. Le implicazioni di tale ricolonizzazione possono essere molteplici. Sicuramente nel lungo termine aspetti positivi sono legati al miglioramento delle caratteristiche della copertura vegetale ai fini della stabilità idrogeologica dei versanti. Inoltre i boschi di neoformazione contribuiranno ad aumentare le capacità di sequestro del carbonio da parte delle foreste del Trentino. Tuttavia il passaggio da un tipo di equilibrio ad un altro non è mai indolore e nel breve

termine tale ricolonizzazione può comportare effetti di tipo negativo sotto l'aspetto paesaggistico, sotto l'aspetto naturalistico con la scomparsa di habitat seminaturali ritenuti oggi di importanza strategica per la conservazione della biodiversità, ed infine per quanto riguarda la perdita di valori culturali frutto di una secolare, se non millenaria, attività dell'uomo sul territorio.

I problemi legati al monitoraggio e alla gestione dei cambiamenti del paesaggio (Commissione Europea, 2000), il nuovo ruolo assunto dalle foreste nell'ambito della rete Natura 2000 (Commissione Europea, 2003), sono solo alcuni degli aspetti che si sono recentemente imposti all'attenzione dell'opinione pubblica, delle autorità competenti e dei servizi tecnici, in primo luogo forestali, che operano per la gestione delle risorse naturali. Le amministrazioni a livello provinciale e regionale devono da una parte rispondere alla necessità di trovare congrue e condivisibili strategie di conservazione del capitale biologico – ambientale, dall'altra non possono venire meno alle diverse richieste della popolazione che esprime le proprie aspettative ed esigenze. (Servizio Foreste e Fauna - PAT, 2004).

È dall'analisi di questo contesto che, presso il Laboratorio di Ecologia dell'Università di Trento, in collaborazione con il Servizio Foreste e Fauna della Provincia Autonoma di Trento, è stata intrapresa una ricerca che ha lo scopo di comprendere opinioni e necessità della popolazione in relazione alla gestione forestale, verificare quanto forte sia ancora il legame della popolazione con il bosco, individuare le principali funzioni che gli vengono attribuite, testare la sensibilità ai cambiamenti del paesaggio e ai grandi temi della biodiversità e dello sviluppo sostenibile.

La ricerca nasce a valle di un lungo processo di discussione e riflessioni maturate all'interno di un gruppo di lavoro nazionale formato da ricercatori, professionisti, tecnici e amministratori. Tale gruppo si è costituito nell'ambito del progetto pluriennale di ricerca strategica nazionale Riselvitalia (linea di ricerca 4.2, sistemi informativi di supporto alla gestione forestale), allo scopo di ripensare struttura, obiettivi e strategie della pianificazione forestale in Italia (Ferretti et al., 2004).

Materiali e metodi

La popolazione oggetto d'indagine è l'insieme delle famiglie residenti nel Comune di Trento. E' stato selezionato dall'Anagrafe della popolazione del Comune di Trento un campione di 1000 famiglie, stratificato per Circoscrizione in modo proporzionale. Quale strumento d'indagine è stato scelto il questionario, poiché permette di raccogliere una grande quantità di informazioni su variabili qualitative e quantitative in tempi relativamente brevi e perché la formulazione standardizzata dei quesiti rende facile il confronto dei dati in fase di analisi.I risultati riportati in questo lavoro riguardano i dati raccolti in 4 Circoscrizioni della collina di Trento, e in 2 del centro città, per un insieme di 721 famiglie, pari al 72% del campione totale. Il tasso di risposta ottenuto risulta pari al 35%, risultato soddisfacente se si tiene conto di indagini di questo tipo (Montini, 2001). I dati raccolti dalle 242 schede correttamente compilate sono stati descritti inizialmente con un'analisi univariata effettuata per ogni quesito del questionario.

A questa prima fase descrittiva è seguita una fase esplorativa dei dati, effettuata con la tecnica delle componenti principali (Principal Component Analysis) e infine si è utilizzata l'analisi dei gruppi (cluster analysis) per individuare insiemi di intervistati accumunati da profili simili.

Principali risultati e discussioni

La popolazione oggetto dello studio risulta ben distribuita rispetto alla classe d'età, al sesso, al tipo di famiglia, al titolo di studio e alla professione.

Di seguito si riportano alcuni dei risultati ottenuti evidenziando alcune differenze emerse tra i due campioni.

Da una prima *fase descrittiva* di analisi dei dati appare subito evidente il forte legame degli abitanti con il proprio territorio e un apprezzamento per la bellezza del suo paesaggio.

Pur trattandosi di una realtà urbana si è mantenuto un rapporto piuttosto stretto con il bosco: si constata una buona frequentazione (soprattutto da parte degli abitanti della collina: il 54% di questi ultimi indicano il bosco come uno dei luoghi principalmente visitati nel tempo libero, contro il 36% del centro città); un rinnovato e buon interesse per la risorsa legno (da impiegare nell'edilizia e, per il 40% della popolazione della collina, da utilizzare come combustibile per il riscaldamento); un apprezzabile riconoscimento per le sue funzioni paesaggistiche e di conservazione e protezione della natura.

Nell'immaginario del 74% degli intervistati l'elemento che più di altri viene associato alla natura è la foresta. Il bosco va visto andandoci dentro (ben l'85% del campione della collina a fronte del 73% del centro cittadino) e la principale sensazione provata trovandosi al suo interno è quella di benessere e salute fisica, a seguire un senso di pace interiore, solo l'1% dei rispondenti, rilevato nel campione cittadino, afferma di provare paura. I più danno un giudizio favorevole sulla gestione della foresta, il 65% degli intervistati riconosce che i boschi trentini sono il frutto di una lunga interazione fra l'uomo e la natura (il 29% li considera invece l'espressione di una grande naturalità) e solo il 7% del campione totale è a conoscenza della problematica legata all'avanzata del bosco, mentre il 15% desidererebbe avere più superficie a bosco. Il taglio del bosco è considerato dai più utile (96%), solo il 4% del campione lo considerato dannoso per l'equilibrio ambientale.

Quanto alla fisionomia del bosco, la maggioranza (64%) preferisce un bosco di tipo misto con latifoglie e conifere e molti (24%) apprezzano strutture meno semplificate con la presenza anche di piante vecchie e sradicate. Quanto emerso dagli intervistati sembra essere in linea con i criteri di selvicoltura naturalistica praticati in Trentino attraverso cui si cerca di raggiungere la massima naturalità con una gestione attiva dei boschi. Infine la conservazione della natura è considerato un impegno di cui dovrebbero farsi carico tutti (89%).

In questa fase di analisi dei dati, attraverso la sovrapposizione di più variabili, si è cercato di testare se il desiderio di naturalità espresso dagli intervistati, le preferenze per un bosco esteticamente più piacevole di un altro e certe affermazione di valore fossero suffragati anche da una certa conoscenza degli ecosistemi forestali ed esperienza di frequentazione dei boschi.

Da questi confronti tra le risposte a diverse domande del questionario sono emersi alcuni aspetti contradditori, di cui è utile essere a conoscenza perché individuano situazioni che in futuro potrebbero evolvere in conflitto e pongono l'accento sulla necessità di una corretta e adeguata informazione che permetta una maggiore conoscenza e consapevolezza necessaria per garantire, in vista di una gestione forestale che voglia tener conto delle nuove esigenze espresse dalla popolazione, un proficuo confronto collettivo.

L'impiego *dell'analisi statistica multivariata*, attraverso *l'analisi delle componenti principali* e la successiva *cluster analysis*, ha permesso di raggruppare alcune variabili

utilizzate nel questionario e ha portato alla suddivisione dell'intero campione in tre gruppi, al loro interno omogenei.

I tre gruppi si differenziano principalmente per attribuire funzioni diverse al bosco: il primo, che è il meno numeroso e composto prevalentemente da persone di sesso maschile, intende il bosco principalmente per le sue *funzioni produttive*; il secondo che è il più numeroso e con l'età media più bassa, pone l'accento sulle *funzioni ricreative* del bosco, ma ne fa un uso saltuario ed è il gruppo che dimostra le minori conoscenze sul funzionamento dell'ecosistema forestale; il terzo gruppo invece dà più rilevanza alle *funzioni naturalistiche* del bosco ed è quello che mostra discrete conoscenze sui boschi, ma si rivela il più intransigente in materia naturalistica, accompagnando questo atteggiamento con affermazioni di principio piuttosto forti.

I gruppi così emersi forniscono utili informazioni a chi si occupa di gestione e di pianificazione forestale, al fine di capire sia quali sono le diverse percezioni del bosco, sia quali sono i soggetti che potrebbero affacciarsi al panorama decisionale in vista di una pianificazione con approccio partecipativo (Maino, 2006).

Conclusioni

Il confronto tra il campione del centro città e quello della collina, pur presentando caratteristiche piuttosto simili, ha fatto emergere alcune differenze che già mostrano come in soli pochi chilometri di distanza la percezione del paesaggio e i modi di vivere il bosco possano cambiare.

Sarà interessante approfondire tale aspetto quando si estenderà l'indagine ad altri comuni del territorio provinciale, alcuni contraddistinti da un forte sviluppo turistico, altri a carattere rurale. Attraverso numerose informazioni raccolte, l'indagine ha permesso di fornire alle istituzioni che si occupano di gestione forestale un panorama preciso sulla tipologia di attori presenti nel contesto della città di Trento, di mettere in evidenza alcuni temi che potrebbero portare a futuri conflitti sociali e di dare un metro di giudizio su alcune esigenze espresse dalla popolazione.

In questo modo si possiedono le informazioni necessarie per prevenire situazioni potenzialmente conflittuali, per predisporre un'informazione mirata alla sensibilizzazione sul ruolo e la gestione delle risorse naturali ed eventualmente per aprire ulteriormente il processo decisionale. Nelle situazioni, oggi sempre più diffuse, di indifferenza e disinteresse nei confronti della gestione forestale, la partecipazione può svolgere un importante ruolo di sensibilizzazione, richiamando l'attenzione della popolazione sulle funzioni e sui valori del bosco.

Dando voce a chi generalmente non ne ha, la pianificazione partecipativa potrebbe contribuire a far rinascere il senso dell'identità locale e a promuovere il riconoscimento del ruolo svolto da chi assicura, attraverso la gestione, il presidio del territorio, garantendo la salvaguardia delle funzioni di protezione, la cura del paesaggio, la conservazione della biodiversità legata agli equilibri colturali. (Cantiani, 2006)

Riferimenti bibliografici

Cantiani M.G. (2006) L'approccio partecipativo nella pianificazione forestale. *Forest@*, 3 (2): 281-299. http://www.sisef.it/

Commissione Europea (2000) Convenzione europea del Paesaggio. Ufficio delle pubblicazioni ufficiali della Comunità europea, Lussemburgo.

Commissione Europea (2003) *"Natura 2000" e foreste: sfide ed opportunità.* Guida interpretativa. Ufficio delle pubblicazioni ufficiali della Comunità europea, Lussemburgo.
Ferretti F.; Cantiani P. & Bianchi M. (2004) Progetto bosco. Un sistema di supporto alla realizzazione dei piani forestali di gestione aziendale. *Sherwood*, 10 (105):13-16.
Maino F.; Endrizzi I.; Martinelli A. & Cantiani M.G., (2006) La percezione del bosco da parte degli abitanti delle città di Trento. *Dendronatura,* 2 : 8-23.
Montini A. (2001) *L'uso del questionario nella valutazione contingente*. Fabio Nuti, Giappichelli Editore.
Provincia Autonoma di Trento - Servizio Foreste e Fauna (2004) *Linee di indirizzo per la valorizzazione delle risorse forestali e montane*. Trento.

ANALISI DELLA COPERTURA DELLE TERRE MEDIANTE FOTO AEREE STORICHE

R. Pelorosso[1], S. Della Chiesa[1], L. Boccia [2], A. Leone[1]

[1] Università degli Studi della Tuscia, Dipartimento di Tecnologie, Ingegneria e Scienze dell' Ambiente e delle Foreste, via S. Camillo de Lellis snc 01100 Viterbo. e-mail: pelorosso@unitus.it
[2] Università degli Studi Federico II, Dipartimento di Ingegneria Agraria e Agronomia del Territorio, via Università 100, 80055 Portici, Napoli.

Land-cover change analysis with historical aerial photographs
Aerial photographs provide an important support to detect land-cover changes, over a medium-long time (10-50 years). The aerial photographs required orthorectification when in presence of topographic heterogeneity. The historical photographs often present poor quality and lack in calibration certificate. In this paper, aerial photographs taken in 1954, missing in calibration certificate and several fiducial marks were orthorectified. Across the superimposition and classification of a vector format grid, have been produced two homogenous land-cover maps. We examined temporal land-cover change between 1954 and 1999 of the Micigliano municipality a city representative of the landscape in the central Apennine mountains (Italy). Considerable was the increase in woodland cover +23.89% and the on going loss of open areas -29.89%. Spread urbanization increased with roads and buildings respectively of 153.78% and of 106.49%. These results prove the landscape dynamics occurred in the central Apennine in the latest 50 years.

Abstract
Le foto aeree sono di fondamentale supporto per l´analisi delle trasformazioni di uso e copertura del paesaggio per medio-lunghi periodi (10-50 anni). Le foto aeree, in presenza di orografia accidentata, devono essere ortorettificate per correggere le deformazioni dell'immagine, causate dalla proiezione di superfici tridimensionali sulla lastra fotografica. Non sempre, però, sono disponibili i certificati di calibrazione e, talvolta, la scarsa qualità delle immagini impedisce un'adeguata ricostruzione della verità a terra. Per questo studio sono state ortorettificate le foto aeree del 1954, per le quali molti parametri erano sconosciuti e/o mancanti. Attraverso la classificazione manuale di un grigliato vettoriale e l'integrazione con alcuni strati informativi disponibili, sono state prodotte due omogenee coperture di un intero comune in Provincia di Rieti relative agli anni 1954 e 1999. Le più rilevanti trasformazioni del territorio sono state un incremento dei boschi (+23.9%) delle infrastrutture (+153.78%) e delle aree urbane (+106.49%) e una riduzione delle aree aperte (-29.9%). Questi risultati confermano alcune delle principali dinamiche del paesaggio dell´Appennino centrale Italiano negli ultimi 50 anni.

Introduzione

I cambiamenti di uso e copertura delle terre (Land-use and Land-cover change, LUCC) sono le alterazioni più importanti della superficie terrestre causate dall'uomo

(Lambin et al., 2001). Conoscere e predire le cause, i processi e le conseguenze del cambiamento dell'uso e copertura delle terre è la maggiore sfida dell'ecologia del paesaggio, della pianificazione regionale dell'uso del suolo e della conservazione della biodiversità (Etter et al., 2006). La foto aerea è la fonte informativa più importante per la ricostruzione dei paesaggi italiani antecedenti gli anni '50 e '60, quando l'esodo della popolazione dalle campagne alle città e la meccanizzazione agricola, alterarono profondamente il paesaggio e, di conseguenza, gli assetti socio-ecologici. Le foto aeree storiche, in presenza di orografia accidentata, devono necessariamente passare attraverso un processo di ortorettifica per definire una quanto più corretta evoluzione del territorio (Rocchini & Di Rita, 2005). Purtroppo, non sempre i certificati di calibrazione della camera da presa sono disponibili, i fotogrammi possono essere incompleti e parziali, e la scarsa qualità delle immagini può impedire un'adeguata ricostruzione della verità a terra (Pelorosso et al., 2007). Mediante un'interpretazione visuale e un'analisi della radianza dei pixels, celle di un grigliato vettoriale sovrapposte alle ortofoto aeree possono essere classificate per produrre mappe di copertura delle terre (Rocchini et al., 2006). Questa metodologia, anche se dispendiosa in termini di tempo, consente di comparare differenti dinamiche del paesaggio alla stessa risoluzione. In questo studio sono state ortorettificate delle foto aeree del 1954. Successivamente, attraverso la classificazione manuale di un grigliato vettoriale e l'integrazione con alcuni strati informativi disponibili, è stata prodotta la copertura del suolo di un comune di montagna del centro Italia. Il confronto con una più recente copertura delle terre, ottenuta con le stessa metodologia, ha permesso di analizzare le effettive trasformazioni avvenute tra il 1954 e il 1999.

Metodi

Area di studio

L'area di studio è il Comune di Micigliano in Provincia di Rieti, Italia (centro della scena, coordinate x,y: 339496, 4701808, proiezione UTM fuso 33N datum ED50). Il comune ha una superficie di 3619 ha e si sviluppa in un territorio compreso tra il Monte Terminillo e il fiume Velino. Le quote sono comprese tra 490 m e i 2200 m s.l.m. e la pendenza media è del 57%. Il Censimento Generale dell'Agricoltura del 2000 riporta un'utilizzazione prevalente del territorio a pascolo (97.6% della Superficie Agricola Utilizzabile, SAU), i seminativi e i frutteti sono praticamente inesistenti. I boschi sono la copertura predominante.

Ortorettifica e produzione delle mappe di copertura del suolo

Le foto aeree in binaco e nero (volo GAI del 1954) sono state scansionate a 600 dpi e i punti fiduciali mancanti sono stati ricostruiti attraverso un ritocco digitale. L'ortorettifica è stata effettuata con il GIS ERDAS 8.6, utilizzando 20 GCP (Ground Control Points) per fotogramma e un DEM di 10x10 m di risoluzione. L´errore di posizionamento finale delle foto (inferiore ai 2 m) ha consentito un'analisi del territorio con una buona accuratezza. Attraverso la sovrapposizione di una griglia vettoriale alle ortofoto, con una dimensione delle celle di 10 m x 10 m, è stata fissata L'Unità Minima di Mappa (UMM) della copertura delle terre. La classificazione del grigliato è stata effettuata sulla base della copertura che caratterizzava per almeno il 50% l'UMM; ciascuna delle 361929 celle, ricadenti nell'area di studio, è stata quindi analizzata singolarmente e classificata. Le coperture rilevate sono state: copertura arborea, arbusteti, aree aperte, edificato e strade rotabili (ad eccezione delle carrarecce). La

distinzione tra vegetazione arborea e arbustiva è stata basata sull'altezza di vegetazione rilevata mediante confronto visivo delle ombre proiettate a terra e radianza dei pixel. Al fine di non inficiare l'accuratezza dell'evoluzione delle coperture, si è scelto di inserire le terre coltivate, i frutteti, i pascoli e gli incolti non arbustivi nell'unica classe "aree aperte". Le coperture come i seminativi e i frutteti, infatti, pur se facilmente individuabili nelle ortofoto del 1999, sono difficilmente distinguibili dai pascoli e dalle aree aperte non coltivate nelle ortofoto del 1954. Le aree aperte dunque comprendono tutta la vegetazione erbacea, le rocce nude e i frutteti. Le tavolette IGM 1:25.000, restituite sulla base dello stesso rilievo aereofotogrammetrico del 1954, sono state utilizzate per la definizione dell'edificato e delle strade presenti nel 1954, mentre, per l'anno 1999 queste strutture sono state individuate dalle ortofoto a colori e dalle CTR 1:10000. Rilievi in campo sono stati effettuati per la conferma delle coperture delle terre dell'anno 1999. La verifica della classificazione del territorio per l'anno 1954 è stata effettuata con il supporto delle tavolette IGM. Le carte di copertura sono state quindi trasformate nel formato raster per l'analisi del land-cover change. I softwares utilizzati per la produzione delle mappe di copertura delle terre sono stati ArcMap 9.1 e Autocad Map 2004. IDRISI 32 è stato invece utilizzato per il change detection.

Risultati

Attraverso la matrice di Tabella I, è possibile individuare le transizioni avvenute nel periodo 1954-1999. I valori in grassetto lungo la diagonale, indicano le persistenze di copertura del suolo. Gli altri valori all'interno della matrice rappresentano superfici che hanno subito una trasformazione dal 1954 al 1999. Un importante incremento dei boschi (+23.9%) a scapito delle aree aperte (-29.9%) si è verificato. Le infrastrutture e le aree urbane sono aumentate rispettivamente del 153.8% e del 106.5%.

Tab. I. Matrice di transizione periodo 1954-1999 (valori in etttari).

1999	1954					
	Copertura arborea	Arbusteti	Aree aperte	Strade	Edificato	*Totale 1999*
Copertura arborea	**1836,39**	82,4	458,59	1,18	0,84	*2379,4*
Arbusteti	10,91	**15,62**	66,76	0	0,02	*93,31*
Aree aperte	67,66	12,9	**1017,18**	0,66	0,49	*1098,89*
Strade	4,96	0	15,33	**9,71**	0,2	*30,2*
Edificato	0,63	0	9,59	0,35	**6,92**	*17,49*
Totale 1954	*1920,55*	*110,92*	*1567,45*	*11,9*	*8,47*	3619,29

Conclusioni

Le dinamiche delle coperture rilevate nell'area di studio sono un utile indicatore dell'evoluzione del paesaggio appenninico. I dati presentati in questo lavoro, confermano la grande riforestazione dei terreni agricoli e dei pascoli abbandonati, avvenuta dal dopo guerra ad oggi. La perdita di paesaggi culturali e di ambienti è, quindi, un fenomeno di grande dimensione, con diversificati impatti sugli ecosistemi naturali e i sistemi antropici.

Le foto aeree storiche in bianco e nero, pur con i loro limiti, sono un'importante fonte di informazioni sulle coperture delle terre del passato. Le foto aeree del Volo Italia GAI,

in particolare, sono le prime riprese omogenee del territorio italiano effettuate prima dello sviluppo economico degli anni ’60. Rappresentano, pertanto, un punto di riferimento fondamentale per qualunque analisi dell’evoluzione dell’ambiente e del paesaggio.

Le procedure di ortorettifica e produzione delle mappe di copertura proposte sono una valida metodologia GIS-integrata per l‘estrazione di informazioni sul land-cover da queste foto aeree. Infatti, nonostante la modesta qualità delle immagini, le procedure adottate hanno permesso di ottenere una classificazione del territorio ad una buona risoluzione, sufficiente ad una analisi di dettaglio del cambiamento in land-cover. Lo studio dell’evoluzione del paesaggio, di questo importante periodo storico potrà, quindi, essere effettuato anche sui territori ad orografia complessa.

La precisione delle mappe, inoltre, potrà permettere di costruire validi modelli spaziali del cambiamento, per la definizione delle relazioni tra il land-cover e le variabili socio-economiche e biofisiche che agiscono da forze generatrici del cambiamento. La conoscenza di queste cause e la costruzione di futuri scenari del territorio su vasta scala, potrà essere utile a programmare sostenibili ed efficaci interventi per la conservazione del paesaggio, la connettività ecologica e la biodiversità.

Riferimenti bibliografici

Etter A., McAlpine C., Pullar D. & Possingham H. (2006). *Modelling the conversion of Colombian lowland ecosystems since 1940: Drivers, patterns and rates.* Journal of Environmental Management 79:74–87.

Lambin E.F., Turner B.L., Geist H., Agbola S., Angelsen A., Bruce J.W., Coomes O., Dirzo R., Fischer G., Folke C., George P.S., Homewood K., Imbernon J., Leemans R., Li X., Moran E.F., Mortimore M., Ramakrishnan P.S., Richards J.F., Skånes H., Steffen W., Stone G.D., Svedin U., Veldkamp T., Vogel C. & Xu J. (2001). *The Causes of Land-Use and Land-Cover Change: Moving beyond the Myths.* Global Environmental Change. Vol. 11, 4:5-13.

Pelorosso R., Della Chiesa S. & Boccia L. (2007). *Lettura storica del cambiamento d’uso dei suoli*. Estimo e Territorio.

Rocchini D. & Di Rita A. (2005). *Relief effects on aerial photos geometric correction.* Applied Geography, 25, 159–168.

Rocchini D, Perry G. L.W., Salerno M., Maccherini S. & Chiarucci A. (2006). *Landscape change and the dynamics of open formations in a natural reserve.* Landscape and Urban Planning, 77, 167–177.

VEGETATION ANALYSIS FOR THE SUSTAINABLE MANAGEMENT OF THE NADUNG`ORO RESERVE (TANZANIA, AFRICA)

G. Salvini[1], G. Pezzi[2], and C. Ferrari[2]

[1]Institute for Environmental Studies, Vrije Universiteit, De Boelelaan 1085, 1081 HV Amsterdam, The Netherlands. e-mail: giulia_salvini@yahoo.it;
[2]Dipartimento di Biologia Evoluzionistica Sperimentale, Università di Bologna, via Irnerio 42, I-40126 Bologna. e-mail: giovanna.pezzi2@unibo.it

Abstract
The vegetation diversity of the Nadung`oro Forest Reserve, on the western slope of Mount Meru (latitude 3 15' S, longitude 36 45' E), was studied. The aim was to provide information on the distribution of natural resources in order to suggest an alternative and more sustainable management of the area, regulated and stated in its management plan. Vegetation types were classified according to the Africover classification system and their importance and threatened status were assessed. The identification of the 12 habitats and their ecological importance and threatened status permitted the identification of different management zones, based on both the biodiversity value of the habitats and the degree of human disturbance.

Analisi della vegetazione per la gestione sostenibile della riserva Nadung`Oro (Tanzania Africa)
La vegetazione della riserva di Nadung'oro, localizzata sulle pendici occidentali del Monte Meru (latitudine: 3 15' S, longitudine 36 45' E) è stata studiata al fine di approntare un appropriato piano di gestione. I 12 habitat individuati sono stati attribuiti a differenti zone di gestione, in base al loro valore in termini di biodiversità e all'attuale pressione antropica.

Introduction
In Tanzania, the challenge of a rapidly increasing population and the lack of proper natural resource management are causing habitat modification and degradation with biodiversity losses and negative consequences on the economy of the local communities. An analysis of natural resource distribution is crucial for both sustainable land management and habitat conservation.

The vegetation of the Nadung`oro Forest Reserve (513 hectares; altitudinal range: 1500-2400 m a.s.l.), situated on the western slope of Mount Meru (latitude 3 15' S, longitude 36 45' E), was thoroughly studied. Nadung'oro hosts many rare and economically valuable plant species and its vegetation plays an extremely important role in maintaining the ecological processes/function of the vast hydrological basin of the Arumeru district. Moreover, being an essential source of water and natural resources for the adjacent village communities, as well as for the town of Arusha, it is an important area to be preserved.

Vegetation types were classified according to the Africover classification system and habitats were defined by the species that dominate the vegetation structure. *Nuxia-*

Hagenia Montane is a cloud forest characterized by a high degree of plant diversity, as well as rare and economically valuable plant species, and thus requires a high level of protection. Vegetation was grouped into management zones, where rules as to what is permitted and not permitted are laid down in order to involve local communities in natural resource management and help them achieve a continuous production of goods.

Study area

The Nadung'oro Reserve is a part of the so-called Nadung'oro Forest, an afromontane forest situated on the western slope of Mt. Meru (latitude 3 15' S, longitude 36 45' E), a dormant volcano that has common origins with Mt. Kilimanjaro. Both mountains are geologically linked with the African Rift Valley. The study area (513 ha; altitudinal range: 1500-2400 m a.s.l) is located near the Arusha National Park western boundary and 20 km from the town of Arusha (Region of Arusha, Arumeru District). The reserve is bordered by the Olkokola, Lemong'o and Ilkurot villages. Their inhabitants have limited access to forest resources with no management responsibilities, since the area is owned and managed by the government-run Meru/Usa Forest Plantation.

The climate is characterized by two rainy seasons: short rains in November and December and long rains from mid-March to late May, although rainfalls are recorded each month.

The natural vegetation mainly belongs to the montane forest belt, characterized by broad-leaved hardwood trees. Their species composition depends mainly on rainfall seasonal distribution, and may be quite different on the various sides of the same mountain at corresponding altitudes.

An intensive land use, with deforestation, grazing, cultivation, firewood collection, timber-trees plantation, collection of medicinal plants, and collection of fresh wood has altered both the landscape and the forest distribution and composition profoundly.

Material and Methods

Vegetation types were identified on the spot. Satellite image interpretation and remote sensing analysis were used to draw up a currently-in-progress vegetation map. Nadung'oro habitats were classified according to the Africover classification system (LCCS). The vegetation types of the Nadung'oro Reserve may be included in the LCCS major Class "A12-Natural and Seminatural Terrestrial Vegetation", except for "Cultivations" and "Bare soil", which are comprised in the Land Cover type "A11-Cultivated and managed terrestrial areas". The names of habitat types are based on the species that dominate the vegetation structure.

Habitats were included in different "Management zones" according to their plant diversity, human impact, and potential use**.**

Vegetation types and management zones

Table 1 shows the list of habitats. The reserve includes two forest habitats – a montane forest (*Nuxia-Hagenia* Montane Forest) and a dry forest (*Cordia-Albizia* Dry Forest) – as well as three treelands (*Dodonea* Treeland; *Acacia* Treeland; *Eucalyptus* Treeland). Other habitats include three shrublands (*Cassia* Shrubland; *Vernonia* Shrubland; *Psiadia* Shrubland) and highly impacted vegetation types such as *Cynodon* grasslands, *Pinus* plantation and Cultivations (such as *Artemisia afra* cultivation).

Nuxia-Hagenia Montane Forest is the most valuable habitat, dominated by *Nuxia congesta* and *Hagenia abyssinica*. It is located at high altitudes, and its climatic

conditions allow the presence of a broad range of species that are well adapted to the local humidity, shade, and water supply, which are ensured by the presence of valleys. It is a very closed forest, with trees up to 15 m. This habitat has the highest plant species richness, and patches which show no signs of current human exploitation. Therefore the forest is characterized by a structured composition of herb, shrub, and tree species. Moreover, this habitat hosts such economically important plant species as *Hagenia abyssinica*, which is used for medical purposes. The *Nuxia-Hagenia* habitat has been subject to forest cutting in the past, resulting in bare patches currently occupied by shrublands.

Table I. Vegetation types in Nadung'oro.

Habitat	Dominant species
Nuxia-Hagenia Montane Forest	*Nuxia congesta* and *Hagenia abyssinica*
Cordia-Albizia Dry Forest	*Cordia africana*, *Albizia gummifera* and *Hagenia abyssinica*
Dodonea Treeland	*Dodonea angustifolia*
Eucalyptus Treeland	*Eucalyptus globulus* and *Pteridium aquilinum*
Acacia Treeland	*Acacia nilotica, A. mearnsii, A. abyssinica*
Open Mixed Shrubland	*Psiadia puntulata, Cassia didymobotya, Ipomoea wightii, Juniperus procera, Rumex usambarensis*
Vernonia Shrubland	*Cassia didymobotya, Pavonia kilimandscharica, P. urens, Vernonia hymenuensis* and *V. schimperi*
Psiadia Shrubland	*Psiadia punctulata* and *Solanum icanum*
Pteridium Fernland	*Pteridium aquilinum*
Cynodon Grassland	*Cynodon dactylon*
Pine plantations	*Pinus patula*
Cultivations	Potatoes, carrots, *Artemisia afra*

Vegetation types made it possible to identify four management zones:

1. *Biodiversity reserve*: Areas with a great richness of plant species, rare and endemic species, and characterized by dense vegetation that plays an important role in maintaining water levels. No disturbing activities (e.g. grazing and cutting) should be carried on. Habitat: *Nuxia-Hagenia* Montane Forest.
2. *Natural forest regenaration* zone: parcels of land that should be planted with indigenous species that need to be regenerated, in order to preserve the natural forest from fragmentation and land degradation. Activities allowed: dead wood collection. Habitat: *Pteridium* Fernland, *Vernonia* Shrubland, *Cordia-Albizia* Dry Forest.
3. *Management and service* zone: areas of land with economically important plant species, such as medicinal plants, and areas currently cultivated or planted with timber trees. It can be planted with timber trees. This will be in areas that adjoin existing production forest plantation land or in an area of flat or gently sloping grassland. Habitat: *Eucalyptus* Treeland, Pine plantations, Cultivations.

4. *Scenic* zone: Zones that allow visitor access but prohibit cultivation or poaching. These areas will not be suitable for indigenous tree plantations but could be used for ceremonial use, collection of traditional medicines, and beehives, as long as this does not conflict with either access or other management activities. Habitat: *Acacia* Treeland, *Dodonea* Treeland, *Psiadia* Shrubland, Bare soil, *Cynodon* Grassland.

Conclusions

As in many land planning studies, in this case, too, the vegetation analysis provided basic information on the habitat's main features. The vegetation map – the preparation of which is currently in progress – will supply more detailed information on the extension and spatial pattern of habitats and their resources. The sustainable use of habitats depends mainly on involving local communities and all the stakeholders in the responsible natural resource management, thus avoiding negative effects on both the production of goods and the natural and social environment. Preparation is needed to ensure more equitable management roles and uses of forests by villages. Forest extension services and income-related investments and incentives will play a key role in the implementation of this plan. Key stakeholders should assist villagers in developing their forest management abilities concerning the use and sustainability of forest resources.

Acknowledgments

This study was carried out in cooperation with the Istituto Oikos NGO, Milan.

PAESAGGI DELL'ESTRAZIONE. APPROCCI METODOLOGICI E PROSPETTIVE PER IL TERRITORIO DEL PORFIDO TRENTINO

E. Schir

Dipartimento di Ingegneria Ambientale, Facoltà di Ingegneria Università degli studi di Trento, via Mesiano,77, 38100 Trento. e-mail: eschir@libero.it

---

Extraction landscapes: methodical approach and future scenery of the porphyry territory in Trentino.

According to the "European Landscape Convention" the project begin "identifying throughout the territory the degraded sites, and continues analyzing their characteristics, forces and pressures transforming them and taking note of changes", regarding the porphyry territory in Trentino. The natural scenery and the cultural features of the territory above are strained by the signs and over development that have unshaped the natural profile and morphology compromising the continuity and identity of the site.The main outcome of this is a "patchwork landscape", not a country cared for by a general overlook, a concerted project toward a "transforming landscape". A plan is needed to provide strategies suitable for both the greater territory and the elemental one. From this viewpoint, negative topics as "refuse", "recycling", "waste", "wound" become occasion for re-thinking and create landscapes. The general aim is to rethink the extraction's landscapes in Trentino in order to obtain their sustainable development based on a balanced relationship between social need, economy and environment. The project wished to find the linkage between the quarry's activities and the tourist, cultural and social future, so that the degraded territory can be transformed in an onset for newly "created landscapes". This would appropriately fit the goals of the "European Landscape Convention": "'Landscape planning' means strong forward-looking action to enhance, restore or create landscapes". (European Landscape Convention, *Florence, 20 October 2000*)

Abstract

In linea con i principi della "Convenzione europea sul paesaggio" si propone come tema di riflessione quello di identificare e valutare, i paesaggi degradati, nello specifico quelli legati all'attività produttiva dell'estrazione del porfido in Trentino. Il moltiplicarsi delle cave, il diffondersi delle aree di discarica del materiale di scarto e la dismissione dei siti esauriti hanno modificato l'identità stessa del paesaggio trentino. L'immagine è quella di un territorio i cui caratteri naturale e culturale, sono messi in crisi, di un paesaggio consumato, obliterato dai segni della produzione e dello sfruttamento, che ne hanno stravolto la morfologia, il profilo naturale e che ne compromettono l'identità e la continuità. Ne deriva un patchwork territoriale in cui manca in sostanza un disegno, un progetto più generale il cui obiettivo sia quello di delineare un paesaggio dell'estrazione omogeneo, continuo, in trasformazione, che, partendo dalla grande scala, riesca a trovare dei principi metodologici applicabili e verificabili anche alla scala puntuale, locale, come "parte di un tutto". In questa prospettiva diventano centrali i temi "negativi" dello scarto, del riciclaggio, della dismissione, della ferita, nella prospettiva di potenziali occasioni per pensare, creare, paesaggi. Si tratta di ripensare il paesaggio dell'estrazione in vista di un suo sviluppo sostenibile fondato su un rapporto equilibrato

tra i bisogni sociali, l'attività economica e l'ambiente. L'intento è quello di coniugare l'attività estrattiva con un ripensamento del suo contesto territoriale in chiave turistica, culturale e sociale, di trasformare il paesaggio degradato in occasione per creare, pensare nuovi paesaggi, inserendosi in un più ampio progetto di:
"*Gestione dei paesaggi*", in una prospettiva di sviluppo sostenibile, a garantire il governo del paesaggio al fine di orientare e di armonizzare le sue trasformazioni provocate dai processi di sviluppo sociali,
"*Pianificazione dei paesaggi*" per una valorizzazione, ripristino o creazione di paesaggi. (Convenzione europea sul Paesaggio, Firenze, 20.X.2000)

Status quo

Le prime cave con organizzazione razionale per l'estrazione del porfido appaiono nel territorio trentino alla fine dell'800, quando operai ed imprenditori scandinavi, esperti nella lavorazione ed estrazione del granito, iniziarono ad estrarre il materiale trentino attirati dalla facilità di estrazione della pietra locale. La domanda di lavorazioni specifiche, accompagnata allo sviluppo di una tecnologia sempre più sofisticata a livello di macchinari per l'estrazione e per la lavorazione in loco, ha portato un rapido diffondersi dei siti estrattivi e delle infrastrutture per la lavorazione e distribuzione del porfido. Le dirette conseguenze sul territorio sono state un moltiplicarsi delle cave, oggi se ne contano un centinaio di attive nel solo distretto del porfido della Val di Cembra, un diffondersi delle aree di discarica del materiale di scarto e, come ulteriore evoluzione del processo, la dismissione dei siti esauriti e la ricerca di nuovi siti di prelievo.

L'immagine che ne risulta è quella di un territorio i cui caratteri naturale e culturale, sono messi in crisi, di un paesaggio consumato, obliterato dai segni della produzione e dello sfruttamento, che ne hanno stravolto la morfologia, il profilo naturale e che ne compromettono l'identità e la continuità. Queste conseguenze risultano particolarmente evidenti per i siti dismessi, dove, ai problemi di ordine ecologico e paesaggistico, si aggiungono quelli di carattere antropologico e urbanistico legati alla prospettiva di riuso.

Le leggi provinciali vigenti cercano di arginare i rischi, normando l'attività attraverso un comitato cave ed un piano cave che forniscono la "delimitazione cartografica delle cave e delle aree di discarica", con l'obiettivo di indicare "criteri e modalità generali per assicurare, con uniformità su tutto il territorio provinciale, il razionale sfruttamento del giacimento, la salvaguardia dei valori ambientali, economici e produttivi e il ripristino ambientale" (L.P.24 ottobre 2006). Se emerge la particolare attenzione per la quantità in termini di produzione e la precisa localizzazione dei siti, non si legge in modo chiaro e preciso, un principio generale, un metodo per la coltivazione delle cave che tenga conto oltre che della produzione economica, dei possibili sviluppi legati all'ambiente naturale e antropico. Rimane peraltro marginale il tema della riqualificazione delle aree dismesse. La normativa vigente richiede alla ditta estrattrice il "riassetto ambientale delle aree oggetto dell'attività di ricerca" (L.P. 16 febbraio 2006), senza specificarne le modalità o senza ipotizzare una risignificazione funzionale diversa dalla "rinaturalizzazione" che spesso si limita ad una cicatrizzazione del territorio.

Metodi e tematiche

In linea con i principi della "Convenzione europea sul paesaggio" la ricerca si pone come punto di partenza quello di identificare, valutare, i paesaggi degradati, nello

specifico quelli legati all'attività produttiva dell'estrazione, "tenendo conto dei valori specifici che sono loro attribuiti dai soggetti e dalle popolazioni interessate" per una loro riqualificazione. L'intento è quello di coniugare l'attività estrattiva con un ripensamento del suo contesto territoriale in chiave turistica, culturale e sociale, di trasformare il paesaggio degradato in occasione per creare, pensare nuovi paesaggi, inserendosi in un più ampio progetto di:

"*Gestione dei paesaggi*", in una prospettiva di sviluppo sostenibile, a garantire il governo del paesaggio al fine di orientare e di armonizzare le sue trasformazioni provocate dai processi di sviluppo sociali,

"*Pianificazione dei paesaggi*" per una valorizzazione, ripristino o creazione di paesaggi. (Convenzione europea sul Paesaggio, Firenze, 20.X.2000)

Dalle differenti fasi di sviluppo dell'attività estrattiva e dal loro rapporto di volta in volta diverso sul territorio derivano i differenti approcci tematici e metodologici:

−cava attiva: obiettivo è un approfondimento ed un continuo aggiornamento degli attuali strumenti conoscitivi, normativi ed attuativi alla luce degli sviluppi di questo settore nell'ambito della sostenibilità, delle energie rinnovabili, dell'ecologia per arginare il futuro degrado.

−sito dismesso: centrale diventa il tema del riuso dei siti di estrazione dismessi e del ripensamento delle aree di discarica, con potenziali nuovi significati, nuove identità.

−nuovi siti estrattivi: l'ipotesi è quella di un piano di sviluppo sostenibile dell'attività dell'estrazione che preveda, oltre a nuovi metodi razionali per la coltivazione delle cave la collocazione sul territorio di nuovi siti di prelievo e di discarica, come elementi puntuali, tasselli, di un unico disegno più generale, un mosaico, del paesaggio dell'estrazione in tutte le sue precedenti fasi. Fondamentale diventa il contributo delle discipline tecniche come l'idrogeologia per lo studio del drenaggio del suolo, di un piano cronologico di scavo, per l'elaborazione di un progetto di paesaggio dell'estrazione legato alla topografia del luogo.

Gli ambiti di una risignificazione di questi siti spaziano dalla grande alla piccola scala, dalla rinaturalizzazione, più o meno spontanea, alla realizzazione di nuovi spazi per la collettività. Diventano centrali i temi "negativi" dello scarto, del riciclaggio, della dismissione, della ferita, nella prospettiva di potenziali occasioni per pensare, creare, paesaggi. I temi che ne conseguono sono quelli del rapporto:

−scavo/rigenerazione del suolo: si ipotizza una riqualificazione dei siti dismessi in chiave naturalistica e agricola. I possibili sviluppi sono la salvaguardia di oasi naturalistiche frutto di un'evoluzione spontanea legata a lunghe fasi di abbondono che ha dato vita a piccoli ecosistemi (Clément, 2004), ma anche la sperimentazione di nuovi impianti di coltivazione agricola.

−scavo-scarto/arte: si propone l'analisi degli strumenti per una risignificazione delle aree dimesse e di discarica, da indagare fra i temi del landscaping e della landart, per la progettazione di nuovi scenari di un "paesaggio di pietra". Un esempio significativo di un progetto recente (1990) che coniuga landart, disegno del paesaggio e attività estrattiva è il modellamento delle miniere di fosfati nel deserto del Negev in Israele di Shlomo Aronson realizzato attraverso un piano di estrazione e riporto dello stesso materiale, che ne disegna una scultura a scala territoriale.

−vuoto/produzione energetica: ha l'obiettivo di proporre un nuovo ruolo per un sito svuotato, esautorato, come potenziale sito per una fonte di energia alternativa. Si può ipotizzare lo stoccaggio dei rifiuti per la produzione di biogas- già sperimentato (progetto per la riqualificazione paesaggistica del deposito controllato della valle d'en Joan, nel

parco naturale del Garraf a Barcellona di E. Battle e J. Roig; T. Galì), come pure la realizzazione di parchi energetici in cui la captazione di energia rinnovabile diventa l'occasione per disegnare percorsi turistici.
−cava/progetto: si vuole ricercare una continuità, un'integrazione non solo ambientale, ma anche sociale e culturale delle aree dismesse con il loro contesto attraverso la progettazione architettonica. I campi di applicazione vanno dalle strutture ricettive, legate alla cultura e al tempo libero, alla realizzazione di nuovi luoghi dell'abitare.

Gli esempi di progetti realizzati su tematiche analoghe sono innumerevoli: solo per citarne alcuni: il recente stadio di Souto de Moura a Braga in Portogallo (2001) realizzato in una cava, e, per andare in dietro col tempo, il cimitero di Stoccolma di Asplund e Leverentz (1917-18) che riuscì ad integrare in modo magistrale il paesaggio naturale della foresta con quello artificiale di tre cave di ghiaia dismesse. I temi proposti che spaziano dal riciclaggio alla ridefinizione territoriale di un paesaggio dell'estrazione rispecchiano le diverse scale di approfondimento della ricerca, e i differenti apporti delle discipline della progettazione architettonica, urbana e paesaggistica.

Obiettivi ed esiti

Obiettivo finale è proporre un metodo, un complesso di strumenti, per una nuova lettura del paesaggio dell'estrazione sulla base di una ricognizione e di un'analisi di esperienze progettuali in contesti analoghi nell'ambito dell'architettura, del landscaping e dell'arte.

L'analisi di progetti che hanno affrontato problematiche simili permette un confronto con i processi e gli approcci progettuali di esperienze già sperimentate.

L'esito finale è la redazione di un atlante di documentazione di casi studio e di best practices e la proposta di un progetto "pilota" come elaborazione di un metodo, di un approccio progettuale che a differenti scale sviluppi scenari di possibili trasformazioni.

Riferimenti bibliografici

Abalos I. & Herreros, J. (2000) *Recycling Madrid,* Actar, Barcellona.
Aragosa A. & Petraroia, M. (2006) *Dalle aree dismesse verso nuovi paesaggi*, Aracne editrice, Roma.
Battle E. & Roig J. (1999) *Enric Batlle, Joan Roig : works 1982/1997*, T6, Pamplona.
Bauman Z. (2003) *Modernità liquida,* Laterza, Roma-Bari.
Boca D. & Oneto G. (1989) *Discariche, cave, miniere ed aree «Difficili» o inquinate,* Milano.
Bocchi R. (2004) *Geometrie del paesaggio* (a cura di S.Marini), Gangemi,
Clément G. (2004) *Manifeste du Tiers paysage*, Sujet Objet Eds, Paris.
Clément G. (1999) *Le jardin planétaire. Reconcilier l'homme et la nature*, Albin Michel, Paris.
Galí-Izard T. (2007) *Los Mismos Paisajes/The Same Landscapes: Ideas E Interpretaciones/Ideas And Interpretations*, Editorial Gustavo Gili, Barcellona.
Gandy M. (1994) *Recycling and the Politics of Urban Waste,* Earthscan Publications, London.
Muzzillo F. (1995) *Discariche controllate e recupero ambientale. Tecnologia per l'insediamento e la bonifica*, Giannini, Napoli.

Palerm Salazar J. M. (2007) *Projectar el Paisaje. Territorios en transformación: barranco de Badajoz/Güímar*, Ed. Saquiro.
Trasi N. **(2004)** *Paesaggi rifiutati paesaggi riciclati. Prospettive e approcci contemporanei.Le aree estrattive dismesse nel paesaggio: fenomenologia di un problema progettuale,* Editrice Librerie Dedalo, Bari.

MODELLI PREDITTIVI D'IDONEITÀ AMBIENTALE PER IL GUFO REALE *BUBO BUBO* NELL'AREA DELLE GRAVINE DELL'ARCO IONICO (PUGLIA-BASILICATA, ITALIA)

S. Scorrano[1], R. Sorino[1], R. Viterbi[2], A. Sigismondi[3], G. Scillitani[1], G. Corriero[1]

[1]Dipartimento di Zoologia, Università di Bari, via Orabona 4, 70125 Bari.
E-mail: g.corriero@biologia.uniba.it
[2]Parco Nazionale Gran Paradiso, via della Rocca 47, 10123 Torino.
[3]A.L.T.U.R.A., Strada S. Teresa Dei Maschi 19, 70122 Bari.

Predictive models of habitat suitability for the Eagle Owl *Bubo bubo* in the Gravine area (Apulia-Basilicata regions, Italy)

Predictive models represent an important tool for the comparison between potential and actual distribution of animal species, individualizing both the favourable environmental characteristics and the limiting factors. Their use is particularly suitable for those highly threatened species whose protection depends on their habitat safeguard. The maintenance of the Eagle Owl has recently gathered a great importance because of the decline of natural populations mainly due to the alteration of its habitat with consequent food depletion. The present study put in evidence the actual distribution of the Eagle Owl in the Gravine area (Apulia-Basilicata regions) and described the habitat suitability for this species.
Habitat analysis has been performed through ArcView 3.2 software, measuring 38 variables (physical parameters, land-use, anthropic factors, presence of protected areas) in 238 Unities of Grid (UdG) of 2 Km^2 (95,200 ha). The models have been expressed through Discriminant Function Analysis (AFD) and Regression Logistic Analysis (ARL).
The AFD correctly classified 80.85% of the total UdGs, while the ARL 91.49%, the latter showing a more elevated predictive power and identifying a vocational surface of 36,000 ha that includes those territories actually occupied by the Eagle Owl (6,800 ha).

Abstract

I modelli predittivi rappresentano un importante strumento gestionale per il confronto tra distribuzione reale delle specie animali e quella potenziale, individuando sia le caratteristiche ambientali favorevoli sia i fattori limitanti. Il loro utilizzo pertanto è particolarmente indicato per quelle specie ad alto valore conservazionistico la cui protezione dipende dalla salvaguardia dell'habitat utilizzato. La conservazione del Gufo reale ha grande rilevanza a causa del declino delle popolazioni dovuto soprattutto all'alterazione dell'habitat con una conseguente diminuzione della disponibilità trofica. In questa ricerca è stata messa in evidenza la reale distribuzione della specie nell'area delle Gravine ed è stata descritta la vocazionalità ambientale.
L'analisi ambientale è stata effettuata mediante ArcView 3.2 misurando, in 238 Unità di Griglia UdG di 2 Km di lato (95.200 ha), 38 variabili. I modelli sono stati espressi mediante Analisi di Funzione Discriminante e Analisi di Regressione Logistica.
Sono state riscontrate differenze significative (ANOVA) tra le aree in cui è stata accertata la presenza del Gufo reale (17 UdG) ed aree in cui la specie è risultata

assente (30 UdG scelte random). L'AFD ha classificato correttamente l'80,85% delle UdG totali mentre l'ARL il 91,49%. L'ARL ha mostrato un più elevato potere predittivo, individuando una superficie vocazionale alla specie pari a 36.000 ha includendo i territori realmente occupati dal Gufo reale (6.800 ha).

Introduzione

L'analisi delle relazioni che intercorrono fra le specie ed il loro habitat è sempre stata un punto centrale nello studio dell'ecologia, e la quantificazione delle relazioni tra specie e ambiente costituisce la base dei modelli predittivi (Guisan & Zimmermann, 2000). Questi modelli, detti di valutazione ambientale o di vocazionalità faunistica, analizzano l'influenza dei fattori ambientali sulla distribuzione delle specie e delle comunità, mettendo in relazione la presenza e/o l'abbondanza di una specie con le caratteristiche dell'habitat in cui essa vive (Morrison *et al.*, 1998).

Il Gufo reale (*Bubo bubo*), tra i rapaci presenti sul territorio italiano, è uno dei predatori più a rischio in termini di conservazione (BirdLife International, 2004).

Lo studio dell'habitat utilizzato da alcune specie di rapaci (*top predator*) è essenziale per giungere a delle strategie gestionali e di conservazione delle stesse specie e dei loro habitat. Il Gufo reale, in quanto predatore ai vertici della catena alimentare, funge da specie ombrello, la cui tutela ha benefici sull'intero habitat e sul mantenimento della biodiversità.

La ricerca ha avuto quale scopo quello di descrivere la reale distribuzione della specie, unitamente alla formulazione di un modello predittivo al fine di individuare aree potenziali per la diffusione della specie.

Area di studio

L'area di studio si estende ai piedi del rilievo murgiano, nella porzione sud-orientale dell'altopiano delle Murge pugliesi, che va dalla provincia di Taranto a quella di Matera comprendendo l'intero arco ionico delle gravine pugliesi e lucane.

L'area include i comuni di Matera, Laterza, Ginosa, Castellaneta, Palagianello, Palagiano, Mottola, Massafra e Statte, per una superficie complessiva di 1.136 Km^2 (113.600 ha).

Materiali e metodi

Per definire la presenza della specie e l'area di distribuzione sono stati utilizzati sia metodi indiretti di indagine (ricerche bibliografiche ed interviste), che metodi diretti, effettuando censimenti e rilievi di campo.

La localizzazione circa la presenza/assenza della specie è stata riferita ad una carta orto-fotostatica dell'area di studio, suddivisa in unità di griglia (UdG) di 2 Km di lato, ciascuna di 400 ha. Dell'intera area di studio, suddivisa in 284 UdG (113.600 ha), nel triennio 2002-'05 sono state monitorate 75 UdG, con una superficie totale pari a 30.000 ha (26,4%).

All'interno delle 284 UdG sono state misurate, mediante software GIS ArcView 3.2, 38 variabili: 19 riguardanti la copertura di uso del suolo (Corine Land Cover III Liv.), 14 inerenti le caratteristiche fisiche (Digital Terrain Model), 4 variabili riferite ad elementi antropici ed 1 circa la presenza di aree protette.

L'individuazione dei fattori ambientali che influiscono sulla presenza/assenza del Gufo reale è stata ottenuta sulla base delle variabili ambientali che caratterizzano le

UdG di presenza relazionate con quelle di assenza discriminate mediante l'analisi multivariata (Camussi *et al*., 1986; Tabachnick e Fidell, 1989): Analisi di Funzione Discriminante (AFD) ed Analisi di Regressione Logistica (ARL).

Risultati

La reale distribuzione del Gufo reale è rappresentata da un totale di 17 UdG (Fig. 1) occupando il 6% delle UdG totali, per una superficie complessiva di 6.800 ha.

L'analisi della AFD ha selezionato 4 variabili ambientali, classificando correttamente l'80,85% delle UdG, ma con una sproporzione dal punto di vista statistico nell'attribuzione corretta delle UdG di presenza (76,5%) rispetto a quelle di assenza (83,3%) (Tab. I).

Tabella I – Risultati AFD **Tabella II -** Risultati ARL

Variabili ambientali	Coefficienti AFD	Coefficienti di correlazione con
Pendenza	0,65	0,67
Boschi di latifoglie	0,59	0,54
Tessuto urbano disc.	0,48	0,23
Boschi misti	0,42	0,26
Autovalore	1,11	
Correlazione canonica	0,72	
Chi-quadrato	32,13	P = 0,0000
Casi classificati correttamente (%)	Assenza = 83,3	Presenza = 76,5
	Totale = 80,85	

Variabili Ambientali	B	S.E.	Exp(B)
Boschi di latifoglie	101,83	790,17	1,70E+44
Vigneti	-125,32	1007,19	0,0001
Pendenza media	3,34	1,69	28,2
Distanza corsi d'acqua	-5,46	2,91	0,0043
Costante	1,99	3,41	
-2 Log Likelihood	16,11		
Chi-quadrato del modello	45,41	g.l. = 4	P< 0,001
Miglioramento	5,5	g.l. = 1	P=0,02
Casi classificati correttamente (%)	Assenza : Presenza = 82,35		
	Totale = 91,49		

L'analisi della ARL ha permesso di classificare correttamente il 91,49% delle UdG totali. Quest'ultimo modello ha classificato correttamente il 96,67% delle UdG di assenza e l'82,35% di quelle di presenza evidenziando una maggiore capacità predittiva. Quindi il modello ottenuto tramite l'ARL è stato utilizzato per descrivere ed individuare l'area di distribuzione potenziale e vocazionale della specie (Tab. II; Fig 2).

Sulla base delle variabili entrate nel modello di regressione logistica, l'intera area di studio è stata classificata in 4 classi di probabilità di riscontare in ciascuna UdG le variabili che condizionano positivamente la presenza della specie (Fig. 2).

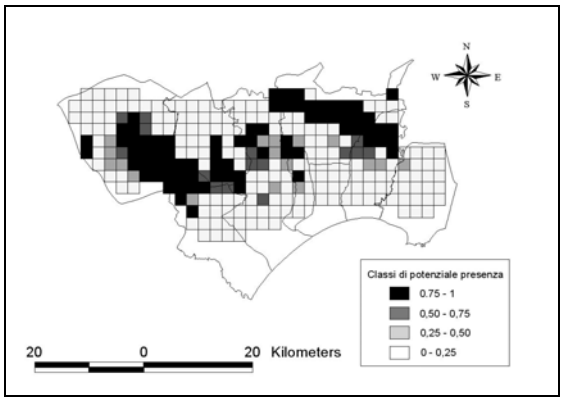


Figura 1 Carta della distribuzione reale del Gufo reale

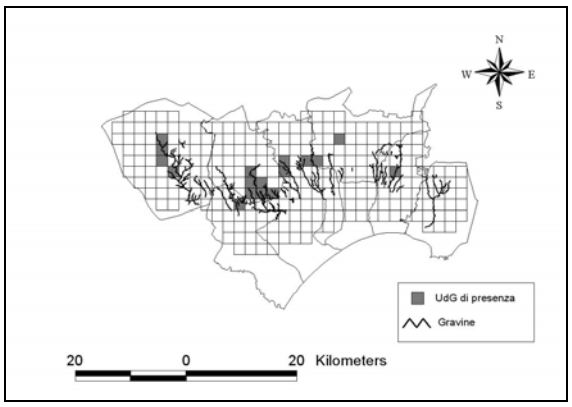


Figura 5 Distribuzione potenziale secondo il modello ARL

Discussioni e conclusioni

Il modello dell'ARL ha prodotto una superficie di distribuzione potenziale pari al 31,7% (36.000 ha) dell'area di studio (UdG N=284) con un aumento delle UdG rispetto alla distribuzione reale del 25,7%.

L'individuazione della disponibilità di determinati habitat per specie ombrello e la loro conservazione, ha ricadute positive nel mantenimento di alti livelli di biodiversità (Sergio *et al.* 2003).

Quindi, la maggiore conoscenza circa lo status e l'ecologia del Gufo reale, unitamente all'utilizzo dei risultati ottenuti dal modello predittivo, come strumento di pianificazione territoriale per la conservazione della diversità vegetale, animale e paesaggistica, potrebbe avere utili ricadute nella redazione di piani di gestione, designazione e perimetrazione delle aree protette.

Parte del territorio oggetto di studio risulta già essere tutelato in materia legislativa regionale e comunitaria. Le superfici e le perimetrazioni delle aree protette che insistono nell'area di studio risultano essere poco estese, frammentate e con margini molto frastagliati, rendendo i vincoli legislativi non uniformi e non coincidenti sia con le esigenze ecologiche che con la possibile espansione del Gufo reale nelle aree risultate idonee dal modello predittivo ottenuto dall'ARL.

Riferimenti bibliografici

Birdlife International (2004) *Birds in the European Union: a status assessment*. Wageningen, The Netherlands: BirdLfe International.
Camussi A.; Möller F.; Ottaviano E. & Sari Gorla M. (1986) *Metodi statistici di sperimentazione biologica*. Zanichelli, Bologna.
Guisan A. & Zimmermann N. E. (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* **135**: 147-186.
Morrison M.L.; Marcot B.G. & Mannan R.W. **(1998)** *Wildlife-habitat relationships. Concepts and applications*. 2nd ed. The University of Wisconsin Press, Madison.
Sergio F.; Pedrini P. & Marchesi L. (2003) Reconciling the dichotomy between single species and ecosystem conservation: black kites (*Milvus migrans*) and eutrophication in pre-Alpine lakes. *Biological Conservation*, 110, 101–111.
Tabachnick B.G. & Fidell L.S. (1989) Using Multivariate Statistics. Harper & Row, Publishers, New York.

GREENKEYS- URBAN GREEN AS A KEY FOR SUSTAINABLE CITIES

M. Bocci[1], A. Galli[1] , R. Colantonio[1], E. Marcheggiani[1], F. Venturelli[1]

[1]Dipartimento di Scienze Applicate ai Sistemi Complessi - Università Politecnica delle Marche, 60131 Ancona - Italy - e-mail: boccimonica@tin.it

---

GreenKeys- Urban Green as a key for sustainable cities
GreenKeys (Urban Green as a Key for Sustainable Cities) is an INTERREG III B CADSES dedicated to addressing the growing demands of providing healthy living conditions in urban areas by promoting the development of urban green spaces as a key for making cities more liveable.
Into Greenkeys Toolbox, a Module has been developed, dedicated to decision makers with the aim to increase the sensibility in planning and managing urban green spaces. This Module, called eLearning Module, has been realized to start up a fast consulting process for public stakeholders (Pilot Projects) in a public participation process for increasing sensibility to urban green spaces problem.

GreenKeys – Il ruolo chiave del Verde Urbano per una città sostenibile
GreenKeys (Urban Green as a Key for Sustainable Cities) è un progetto INTERREG III B CADSES rivolto ad indirizzare la crescente domanda per garantire migliori condizioni di vivibilità nelle aree urbane, promuovendo lo sviluppo di spazi verdi urbani quale "chiave" fondamentale per migliorare la qualità di vita nelle città.
All'interno del progetto è stato implementato un modulo, dedicato ai soggetti coinvolti nei processi decisionali, al fine di aumentare la sensibilizzazione verso la progettazione e gestione delle aree verdi urbane. Tale modulo chiamato "eLearning Module" è stato realizzato per avviare un metodo di consultazione di immediato utilizzo da parte delle Amministrazioni (Progetti Pilota) che hanno avviato attraverso questo progetto una politica di sensibilizzazione pubblica verso il problema degli spazi verdi urbani.

Il problema delle aree urbane abbandonate e degradate è comune a molte città europee. Il declino sia ambientale che economico e sociale sono componenti spesso presenti in queste aree, richiedendo una valutazione rapida dello stato di fatto ed una risposta efficace alle problematiche emerse.

Purtroppo nelle aree urbane degradate è difficile riuscire a dare una risposta veloce ed adeguata a tali problemi e quindi si pone l'urgenza di affrontare la definizione ed individuazione di nuove misure per migliorare la qualità non solo degli spazi verdi attraverso le componenti ecologiche, sociali ed economiche.

Il progetto INTERREG III B CADSES (2005-2008) *GreenKeys - Urban Green as a Key for Sustainable Cities* coinvolge 12 città in 7 paesi europei, oltre ad istituzioni, università e professionalità specifiche, ponendosi l'obiettivo di focalizzare gli elementi critici e di fornire alcuni strumenti utili alla comprensione dei fenomeni di degrado urbano ed anche alcune proposte per tentare soluzioni migliorative degli spazi urbani.

Gli spazi verdi hanno infatti importanti funzioni: ecologiche, sociali ed economiche che spesso non sono note non solamente ai professionisti che lavorano in modo

settoriale e non trans-disciplinare, ma anche agli amministratori e agli stessi cittadini, nonché a tutti gli operatori che a diverso titolo possono essere coinvolti nei processi partecipativi di miglioramento della qualità urbana (associazioni, volontari, ecc).

L'eLearning Module è lo strumento che all'interno del Progetto GreenKeys si pone l'obiettivo di fornire questa serie di elementi utili alla conoscenza, trasparenza dei processi decisionali, progettazione ed infine alla gestione degli spazi verdi urbani.

Esso è stato sviluppato dall'Università Politecnica delle Marche - Dipartimento di Scienze Applicate ai Sistemi Complessi con l'obiettivo di rendere prima di tutto noti gli aspetti positivi delle spazi verdi urbani e anche di fornire alcune chiavi di lettura al fine di migliorare la definizione delle politiche sia nella progettazione che gestione di tali spazi.

La possibilità di gestire attraverso la partecipazione pubblica i soggetti interessati al miglioramento della qualità di vita nelle città è un obiettivo prioritario. Ciò deve avvenire anche attraverso l'utilizzo di strumenti avanzati nella comunicazione.

L'eLearning Module rappresenta un momento di verifica per raggiungere l'obiettivo di rafforzare una rete di città che possano utilmente trarre vantaggio dalla possibilità di scambiare sinergie ed esperienze, in particolare per favorire il miglioramento della qualità della vita delle città anche attraverso l'utilizzo di strumenti di comunicazione e accesso alle informazioni che permettono grande flessibilità nella comunicazione e trasparenza nelle scelte (GIS, WebGIS).

COMUNITÀ GEO SEMANTICHE PER L'USO RAZIONALE DELLE RISORSE DEL PAESAGGIO CULTURALE

E. Marcheggiani[1], M.Nucci[2]

[1] Dipartimento di Scienze Applicate ai Sistemi Complessi, Università Politecnica delle Marche, 60132 Ancona (AN) e-mail: e.marcheggiani@univpm.it
[2]Dipartimento di Elettronica Informatica Telecomunicazioni, Università Politecnica delle Marche, 60132, Ancona (AN) e-mail: mik.nucci@gmail.com

---

Geo-semantic Web communities for the rational use of landscape resources
Traditional GIS and WEB GIS solutions shown today, both from communication IT and knowledge management highlight limitations in data sharing and interoperability. Nowadays Semantic Web fast growing world and its derived solutions such as Semantic Web GIS (SWG) are proposed as innovative management tools based on semantic rules and specific geo-ontologies. The Geo-knowledge Semantic Management environment seems to show new perspectives and solutions to go beyond current traditional relational Data Base system limits and constrains. This paper aims at discussing both theoretical potentialities and practical application. With the intent to answer to the above mentioned issues, a collaboration within DEIT- SEMEDIA and Agrur-DiSASC, it has been designed an experimental plot using a multiplatform desktop semantic standard defined system (DBin) to manage Geo-data and knowledge in different scale test areas in Northern Italy Como Lake Region.

Abstract
sistemi GIS e Web GIS tradizionali palesano, ormai chiaramente, sensibili limitazioni dal punto di vista delle tecnologie di comunicazione e scambio delle conoscenze, nonché del rapporto tra flessibilità e interoperabilità. Il Geospatial Semantic Web si propone quale nuova soluzione di gestione delle risorse territoriali attraverso tecnologie avanzate di trattamento dell'informazione geografica che sfruttano regole semantiche e specifiche ontologie per superare le rigidità delle strutture relazionali tradizionali dei Data Base geografici. Gli obiettivi del lavoro consistono in una riflessione metodologica sulle potenzialità applicative del Semantic Web GIS (SWG) nel processo di gestione delle risorse territoriali e nella presentazione di alcuni esempi operativi. Con tale intento è stato realizzata una collaborazione tra i gruppi di ricerca DEIT-SEMEDIA e Agrur-DiSASC dell'Università Politecnica delle Marche, un'integrazione applicativa che sfrutta un sistema desktop multipiattaforma (DBin) di gestione della conoscenza basato sugli standard definiti dalla Semantic Web Iniziative, implementando tentativi di utilizzo nell'area del Lago di Como.

Introduzione

La necessità dell'odierna società di scambiare informazioni geografiche è enfatizzata in numerose opere presenti in letteratura (OPENGIS 1996; Vckovsky 1998; Goodchild et Al. 1999). La diffusione dell'Internet GIS, nelle sue forme attuali e future, pone oggettivamente sul tappeto la questione che concerne lo sviluppo e la gestione

dell'interoperabilità, ovvero la facoltà di combinare nel modo più semplice ed efficiente i dati prodotti e scambiati dai vari gestori. L'interoperabilità contempla aspetti sintattici (standard dei dati e dei metadati) ed aspetti semantici (astrazioni e loro significato), questi ultimi, svolgono un ruolo particolarmente cruciale nella interoperabilità tra sistemi GIS. La descrizione del livello di complessità dei possibili significati di un set di dati è riferibile a tre tipi di eterogeneità (1) eterogeneità semantica, in cui un evento può essere descritto in più modi; (2) eterogeneità schematica, dove lo stesso oggetto appartenete al mondo reale è schematizzato -in un database- utilizzando differenti concetti; e (3) eterogeneità sintattica, in cui la base dati utilizza differenti paradigmi (Fonseca et Al. 1999). Queste iniziative, che mirano a garantire l'accesso degli utenti e l'interoperabilità dei dati a livello europeo, e di conseguenza ai livelli nazionali e locali da questo dipendenti, spingono necessariamente verso la creazione di infrastrutture dati territoriali (IDT) molto strutturate, in particolare a livello delle PPAA che, per compito istituzionale, sono tenute ad adeguarsi alla direttiva INSPIRE. Dall'altra parte, soprattutto a livello locale e da parte dei privati, è presumibile che si determini nei prossimi anni un aumento considerevole del flusso di informazioni non strutturate e, di conseguenza, anche di IDT, per così dire meno istituzionali. Se questo è vero, si pongono due problematiche principali da affrontare: 1) E' possibile sperimentare in questo contesto, per così dire meno "vincolante", nuove strategie -meno strutturate- di comunicazione e di definizione di scenari interpretativi e predittivi del territorio, inteso nella sua complessità, basate su Geospatial Semantic Web?; 2) E' possibile rendere compatibili e sinergiche tali sperimentazioni con le IDT strutturate in corso di affermazione?

Metodologia

La soluzione per i problemi appena trattati sembra venire dal Semantic Web e dalle tecnologie ad esso correlate (Lasilla et AL. 2001; Fresco et Al. 2006, Lieberman et Al. 2007). L'obiettivo principale del Semantic Web è quello di creare uno spazio virtuale universale per lo scambio di dati nel quale le informazioni sono strutturate in formato "machine-understandable" e descritte formalmente da specifiche ontologie di dominio. Nel Semantic Web ogni informazione è strutturata utilizzando il Resource Description Framework (RDF, 2004) che esprime concetti di un dominio, utilizzando una o più "triple" composte da un soggetto, un predicato e un oggetto. Un set di triple RDF costruisce un grafo nel quale termini e relazioni sono tra loro sono semanticamente definiti utilizzando specifiche ontologie di dominio, realizzate mediante linguaggi ontologici come l'RDF Schema Language (RDFS, 2004) o Web Ontology Language (OWL, 2004).

Dopo una presentazione dello stato dell'arte a livello internazionale relativamente alla nascita ed evoluzione del "Semantic Web", sono analizzate le potenziali ricadute operative concernenti il settore dei GIS dedicati alla gestione delle risorse territoriali. Nei Semantic Web GIS le informazioni sono organizzate in schemi ed entità che riflettono direttamente il dominio di applicazione (ontologie) e sono mantenute in un unico spazio omogeneo e flessibile, contrariamente ai sistemi tradizionali dove restano confinate in tabelle predefinite. Con tale struttura è stato realizzato, in collaborazione con il gruppo di ricerca DEIT-SEMEDIA dell'Università Politecnica delle Marche, un'integrazione applicativa che sfrutta un sistema desktop multipiattaforma (DBin) di gestione della conoscenza basato sugli standard definiti dalla Semantic Web Iniziative.

Per testare la validità dell'approccio sopraindicato, il metodo è stato applicato a partire da database geografici costruiti precedentemente durante una apposita campagna di rilievi in campo dedicati a un intervento di gestione del parco storico di Villa Mylius Vigoni, in località Loveno di Menaggio (CO). In tale contesto, il secondo obiettivo è stato quello di integrare l'informazione geografica con la propria ontologia e secondo una specifica semantica a questo scopo si è utilizzata l'interfaccia DBIN disponendo così di uno strumento estremamente interoperabile.

Risultati

Le informazioni sono state rese fruibili a utenti locali, o remoti, attraverso reti di collegamento (internet/intranet) e visualizzate attraverso un browser geografico 3D (Google Earth), interfacciando quest'ultimo alle banche dati gestite dal GIS (de)strutturandole in elementi RDFrame, secondo regole semantiche e specifiche "ontologie" per l'associazione del significato ai dati, in modo che appositi programmi (agenti software), possano "comprendere" come elaborarli in modo automatico o semi-automatico. Ciò ha permesso di comunicare in modo intuitivo e dinamico i principali caratteri salienti del territorio a cui gli elementi censiti appartengono; affinché l'integrazione fosse efficiente, specifici (agreement) sul significato dei concetti (concettualizzazione semantica) del dominio dell'Informazione Geografica sono stati definiti.

Conclusioni

Il lavoro dimostra come sia possibile comunicare in modo intuitivo e dinamico i principali caratteri di un territorio, localizzare gli elementi costitutivi, stratificare informazioni per produrre sintesi a partire dagli elementi e dagli attributi. Il tool presentato è da considerarsi sperimentale; il Semantic Web e' un campo in piena espansione dove la ricerca propone costantemente nuovi risultati, tuttavia apre una nuova frontiera tecnologica in grado di rispondere alle esigenze emergenti nella gestione delle risorse territoriali. Il lavoro presentato ha il merito di essere invece uno dei pochi esempi di scenario Semantic Web applicato a casi reali di gestione delle informazioni a carattere geografico. Il tool di gestione delle ontologie semantiche in ambiente distribuito e collaborativo, DBin, corredato dalle estensioni specificamente implementate per la gestione delle informazioni a carattere geografico, seppur sperimentale, è reso disponibile gratuitamente in rete sfruttando una filosofia Open Source aumentando così la fruibilità dello strumento in altri ambiti applicativi.

Pur riconoscendo l'importanza fondamentale di sistemi "classici" di acquisizione e gestione dei dati e delle informazioni a carattere geografico, i quali massimizzano criteri di precisone, accuratezza, ecc., è tuttavia necessario operare affinché l'informazione geografica venga resa altamente fruibile ai potenziali utenti finali, in maniera interoperabile e aperta, non più mediata esclusivamente da software dedicati (GIS), il cui utilizzo richiede utenti altamente qualificati. E' dunque possibile che al prezzo di una certa inaccuratezza "posizionale" nuovi sistemi di fruizione dell'informazione, supportati da interfacce a largo spettro di utenza, permettano l'affermarsi di un nuovo modello logico/concettuale di strutturazione dell'informazione, quello semantico, che pare essere ben più promettente di quello" relazionale" puro per la valorizzazione delle informazioni circolanti nel web.

Riferimenti bibliografici

Goodchild M., Egenhofer M., Fegeas R., and Kottman C. (1999) Interoperating Geographic Information Systems. Norwell, MA: Kluwer Academic Publishers
OGIS (1996) The OpenGIS® Guide - Introduction to Interoperable Geoprocessing and the OpenGIS Specification L. McKee and K. Buehler, Eds., MA: Open GIS Consortium, Inc,
Vckovsky A. (1998) International Journal of Geographical Information Science - Special Issue: Interoperability in GIS, vol. 12 - Number 4, 1998.
Fonseca F.T. , Egenhofer M. J. (1999) OntoIology-Driven Geographic Information Systems, 7th ACM Symposium on Advances in Geographic Information Systems Kansas City, MO C. Bauzer Medeiros (ed.), November
Lassilla O., Berners-Lee T., Handler J. (2001) The Semantic Web
Fresco R., Della Maggiore R., Signore O. (2006) Ontologie per l'Informazione Geografica", Conferenza AM-FM, Roma, 21-22 Settembre
Lieberman J., Singh R., Goad C. (2007) W3C Geospatial Ontologies, W3C Incubator Group Report 23 October, http://www.w3.org/2005/Incubator/geo/XGR-geo-ont-20071023/

IL LARICETO PASCOLATO: DINAMICHE E STRUTTURA DI UN PAESAGGIO CULTURALE

M. Martinez[1], M. Garbarino[1], E. Lingua[2] and R. Motta[1]

[1] Dip. Agroselviter, Università di Torino – Via L. da Vinci 44, 10095 Grugliasco (To), e-mail: martinezsubira@hotmail.com
[2] Dip. Tesaf, Università di Padova – Viale dell'Università 16, 35020 Legnaro (PD).

The larch grazable forestland: structure and dynamics of a cultural landscape
Men dominated landscapes are characterised by complex interactions between environmental variables and anthropic factors. Larch grazable forestlands are semi-natural systems influenced by cultural actions as range and forest management that conditioned their structure and dynamics.
The purpose of this study was to analyse the impact of traditional land uses in modelling the forest landscape considering its relationships with abiotic variables. A comparison of landscape structure has been performed at Alpe Musella, a 1150 ha basin (Valmalenco, SO) historically and currently interested by forest grazing, and at Alpe Ventina, a slightly altered by man 1123 ha basin. The changes in the landscape mosaic have been studied through the analysis of historical (1961) aerial photos previously orthorectified and recent (2003) orthoimages. Object-oriented segmentation and semi-automatic classification were used in order to derive 4 land use maps. The landscape mosaic structure analysis revealed a bigger fragmentation and heterogeneity at Musella (26 patch/100ha) than at Ventina (3 patch/100ha). The biggest land use change was an increase of the forested areas (114-300 ha at Musella and 58-90 ha at Ventina). Secondary succession in old pastures and a fragmentation of larch grazable forestlands were both present at Musella. The small amount of grazable forestlands present in 1961 were fragmented and reduced at Ventina. Larch grazable forestland class and its management resulted as the main cause of dissimilarity between the two studied areas. The study highlights the importance of monitoring the direct and the indirect effect of grazing and other abiotic factors in shaping the structure at stand and landscape level.

Abstract
I paesaggi dominati dall'uomo sono caratterizzati da interazioni complesse fra le variabili ambientali ed i fattori antropici. Il lariceto pascolato è un ambiente semi-naturale prodotto dall'azione culturale e colturale dell'uomo che, principalmente attraverso il pascolamento e la gestione forestale, ne ha influenzato struttura e dinamiche evolutive. L'obiettivo di questo studio è analizzare il ruolo del pascolamento ed in generale degli usi tradizionali del suolo nel modellare il paesaggio forestale e studiarne le relazioni con le variabili abiotiche. Si è fatto il confronto tra due bacini idrografici della Valmalenco (SO): l'Alpe Musella, di 1150 ettari, storicamente ed attualmente interessato dal pascolamento in bosco, e l'Alpe Ventina, di circa 1120 ha dove prevalgono i processi di successione primaria sulle morene abbandonate dal ghiacciaio. I cambiamenti nel mosaico paesaggistico sono stati valutati attraverso l'analisi di foto aeree storiche (1961), preventivamente ortorettificate, ed orto-immagini recenti (2003). I fotogrammi sono stati segmentati ed in seguito classificati con metodologie object-oriented ottenendo 4 carte dell'uso del suolo. Le *landscape metrics*

rivelano che il Musella è più frammentato ed eterogeneo (26 patch/100ha) rispetto al Ventina (3 patch/100ha) e che seguono dinamiche evolutive diverse. L'unica categoria a mostrare un incremento sostanziale tra 1961 e 2003 (114-300 ha al Musella e 58-90 ha al Ventina) è la foresta. All'Alpe Musella si è osservata la formazione di nuovi nuclei di rinnovazione forestale e una frammentazione dei lariceti pascolati. Al Ventina le poche aree di lariceto pascolato che esistevano nel 1961 si sono frammentate e ridotte in dimensione. La categoria di uso del suolo lariceto pascolato e la sua passata gestione risultano le principali cause di diversità tra le due aree studiate. Il presente studio sottolinea l'importanza di monitorare nel tempo l'influenza, sia diretta che indiretta, del regime di pascolo e dei fattori abiotici sulla struttura forestale a scala di popolamento e di paesaggio.

Introduzione

I paesaggi culturali sono influenzati dall'interazione tra variabili ambientali (clima e topografia) e fattori antropici. La trasformazione e la diminuzione areale di questi sistemi semi-naturali sulle Alpi è collegata a cambiamenti economico-strutturali causati da dinamiche demografiche e culturali Bätzing *et al.* (1996). Il lariceto pascolato o *larch* (*larix decidua* Mill.) *grazable forestland* Pissi (2000) è un caso tipico dell'ambiente alpino in cui l'uomo ha trasformato fortemente ed in alcuni casi poi abbandonato la gestione tradizionale del territorio. Il diradamento ed il successivo pascolamento sotto copertura hanno creato una struttura silvo-pastorale unica. A causa dell'abbandono di pratiche tradizionali il paesaggio alpino è interessato da anni da profonde trasformazioni strutturali che richiedono una attenta indagine Didier (2001). Obiettivi di questo lavoro sono la valutazione dell'importanza del pascolamento e delle variabili topografico-ambientali nel condizionare l'evoluzione strutturale del mosaico paesaggistico.

Area di studio

L'analisi a scala paesaggistica è stata condotta su due bacini idrografici della Valmalenco (Sondrio). La prima area, l'Alpe Musella, è un bacino di 1150 ha, interessato da anni da un intenso pascolamento esteso anche sotto copertura. L'attività agro-pastorale ha vissuto un'alternanza di densità dei capi presenti, ma è ancora attualmente praticata. La seconda area è l'Alpe Ventina, un bacino di circa 1120 ha dove le successioni primarie su terreni un tempo occupati dal ghiacciaio sono predominanti sulle altre dinamiche vegetazionali.

Materiali e metodi

Le trasformazioni della struttura del mosaico paesaggistico sono state misurate su 4 carte dell'uso del suolo (2 aree per 2 periodi). Le sorgenti del dato cartografico sono foto aeree storiche (IGM, 1961) e recenti (Provincia di Sondrio, 2003), preventivamente ortorettificate segmentate e classificate con metodologie *object-oriented* Benz *et al.* (2004). Le carte di uso del suolo ottenute sono state filtrate (*majority filters*) in ambiente GIS per ottenere una dimensione minima (MMU = 10 m^2) delle *patches* che fosse omogenea per entrambe le aree di studio e per ridurre l'influenza sulla segmentazione della differente qualità dei dati di origine. Le 6 categorie di uso del suolo individuate (bosco, bosco rado, arbusteto, prato, lariceto pascolato e rocce) sono state analizzate a livello di struttura attraverso il pacchetto di statistiche spaziali per l'ecologia del paesaggio *Fragstats* 3.3 McGarigal e Marks (1995). La configurazione spaziale ed i

cambiamenti nelle due aree di studio sono così state analizzate usando misure di paesaggio e di categoria (*landscape and class levels*).

Risultati

Le *landscape metrics* (Tab. I) rivelano che l'area denominata Musella è caratterizzata da una maggior frammentazione (PD, ED, LSI, Area MN) ed eterogeneità (indici di Simpson) del mosaico paesaggistico. Altre misure che confermano questa differenza tra Musella e Ventina sono quelle relative al livello di aggregazione tra le *patches* (ENN, Contagion e Connectance). Le differenze tra i due bacini esaminati aumentano a livello dei cambiamenti nella struttura paesaggistica. All'Alpe Musella si osserva un incremento di complessità del mosaico, causato dalla diminuzione delle dimensioni medie delle *patches* e da una diminuzione dell'aggregazione. Al contrario il sito Ventina manifesta una relativa stabilità nei cambiamenti della copertura del suolo.

L'unica categoria a mostrare un incremento sostanziale (da 114 a 300 ha al Musella e da 58 a 90 ha al Ventina) è la foresta. Arbusteti e prati mostrano un forte decremento al Musella (-31% e -18% rispettivamente), mentre al Ventina si registra un aumento del 57% degli arbusteti. L'area media delle *patches* della categoria foreste aumenta in entrambe le aree (3.3 - 4.2 ha/patch al Musella e 3.6 - 8.2 al Ventina) e si registra un decremento comune a tutte le altre categorie. Le misure di area ed aggregazione (CA, PD, Area mean, ENN) mostrano che le *patches* di bosco rado al Musella sono aumentate in numero, ma diminuite in dimensioni medie tra 1961 e 2003. L'aumento di aggregazione e di superficie totale di bosco rado osservati suggerisce che si è verificata la formazione di nuovi nuclei di rinnovazione forestale. Al contrario si è osservata una frammentazione nei lariceti pascolati che risultano ridursi in dimensioni totali ed in densità (Class Area, PPD). Al Ventina le poche aree di lariceto pascolato che esistevano nel 1961 si sono ridotte in dimensione ed è aumentata la distanza tra le loro *patches*.

Discussioni

Differenti modalità ed intensità di impatto antropico presenti nelle due aree di studio, si ripercuotono sulla struttura paesaggistica. La superficie boschiva è aumentata in entrambi i bacini idrografici studiati, ma si è osservato un differente *pattern* spaziale legato principalmente alla categoria lariceto pascolato. All'Alpe Musella le ampie superfici un tempo (1961) occupate da prati pascoli e da lariceti pascolati hanno favorito la successione secondaria nel piano subalpino e contemporaneamente a quote superiori si è assistito ad un innalzamento del limite superiore del bosco. All'Alpe Ventina predominano le successioni primarie responsabili di un relativamente basso incremento delle superfici forestali e arbustive. La diversa dinamica osservata è frutto di un abbandono pressoché totale dei lariceti pascolati al Ventina, mentre all'Alpe Musella, la tendenza a gestire in modo più estensivo ed in aree più limitate e prossime agli alpeggi ha favorito la formazione di un mosaico assai più complesso.

Tabella I **Misure a livello di paesaggio per le due aree di studio (periodo 1961-2003).**

Landscape metrics		Unità di misura	Mus 1961	Mus 2003	Ven 1961	Ven 2003
TA	Total area	ha	1151	1151	1123	1123
PD	Patch Density	n/100ha	15.3	25.8	3.2	3.4
LPI	Largest Patch Index	%	46.2	39.7	84.2	83.1
ED	Edge Density	m/ha	133.7	202.1	50.1	51.0
LSI	Landscape Shape Index	-	11.3	17.1	4.2	4.3
AREA MN	Area Mean	ha	6.5	3.9	31.2	29.6
SHAPE MN	Shape Index Distribution Mean	-	2.4	2.6	2.1	2.2
PAFRAC	Perimeter-Area Fractal Distribution	-	1.2	1.3	1.2	1.2
DCAD	Disjunct Core Area Density	n/100ha	7.8	5.2	2.9	2.0
CAI MN	Core Area Index Mean	%	3.4	1.8	8.1	6.3
ENN MN	Euclidean NN Distance Mean	m	57.3	44.4	64.2	89.6
CONTAG	Contagion	%	64.5	65.2	84.2	84.2
CONNECT	Connectance	%	5.4	3.5	16.9	12.2
COHESION	Cohesion	-	99.9	99.9	100.0	100.0
SIDI	Simpson's Diversity Index	-	0.6	0.7	0.3	0.3
MSIDI	Modified Simpson's Diversity Index	-	1.0	1.1	0.3	0.3

Riferimenti bibliografici

Bätzing W.; Perlik M. & Dekleva M., (1996) Urbanization and depopulation in the Alps: an analysis of current social–economic structural changes. *Mountain Research and Development* **16:** 335-350.

Benz U.C.; Hofmann P.; Willhauck G.; Lingenfelder I. & Heynen M., (2004) Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* **58:** 239-258.

Didier L., (2001) Invasion patterns of European larch and Swiss stone pine in subalpine pastures in the French Alps. *Forest Ecology and Management* **145:** 67-77.

McGarigal K. & Marks B., J., (1995) FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. In, Gen. Tech. Rep. PNWG-GTR-351*. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR,* p. 122.

Piussi P., (2000) Expansion of European mountain forests. In: Price, M.F., Butt, N. (Eds.), *Forest in sustainable mountain development: a state of knowledge report for 2000.* CABI Publishing, Wallingford, pp. 19-25

UNA METODOLOGIA GIS PER L'INDIVIDUAZIONE DELLE FASCE DI CONNETTIVITÀ TERRITORIALE: APPLICAZIONE AL CASO DELLA PROVINCIA DI OLBIA-TEMPIO

G. Melis[1], G. Puddu[2]

[1] Università degli Studi di Sassari, Facoltà di Architettura, Dipartimento di Architettura e Pianificazione. Palazzo del Pou Salit - Piazza Duomo 6 07041 Alghero (SS). e-mail: gianlucamelis@uniss.it
[2] Università della Tuscia (VT), Dipartimento D.A.F. Via San Camillo de Lellis snc Viterbo 01100 (VT). e-mail: puddu@unitus.it

---

A GIS methodology for assessing ecological networks: a study case, Olbia-Tempio
In this article will be proposed a new method based on GIS analisys (especially the cost-distance algorithm) at the regional scale, able to find the connectivity areas needed to implement an ecological network in a fragmented landscape. Connectivity areas are characterized as least-cost paths in a matrix modelized as a bio-impedence suface studying the infrastructural fragmentation level, by a new specific index, and the land uses' characteristics.
The new method presented here for landscape continuity analysis offers a semi-quantitative tool to compare alternative land use plans in order to maintain maximum landscape continuity of open areas. This kind of analisys will be applied, as case study, on the new Regional Landscape Plan of Sardinia Region particularly in Olbia-Tempio area (Sardinia, Italy).

Abstract
Il presente studio illustra un metodo, basato su analisi GIS alla scala provinciale, utilizzabile per l'individuazione delle aree di connettività necessarie all'implementazione di una rete ecologica in un territorio frammentato.
Le fasce di connettività sono individuate come percorsi di costo minimo in una matrice territoriale intesa come una superficie di bio-impedenza, e modellizzata attraverso le caratteristiche delle coperture vegetali e il livello di frammentazione infrastrutturale, calcolato mediante un nuovo indice opportunamente strutturato. L'insieme di questi indicatori consente, mediante analisi raster su base GIS centrate su algoritmi di cost-distance di identificare nei percorsi di "costo minimo" le fasce di connettività preferenziali sul territorio.
Il caso di studio è la Provincia di Olbia-Tempio (Sardegna), e il metodo presentato viene usato, oltre che per delineare una proposta di rete ecologica alla scala provinciale, per verificare la rispondenza agli obiettivi della conservazione della connettività territoriale del Piano Paesaggistico Regionale di recente adozione.

Inquadramento metodologico

Lo scopo del presente studio è quello di strutturare un metodo per l'implementazione di una rete ecologica in un territorio frammentato, secondo un modello reticolare semplificato fondato su nodi (*core areas*) interconnessi da corridoi (*ecological*

corridors). I nodi della Rete Ecologica Regionale della Regione Sardegna, vengono presi come input iniziale, la matrice che li contiene è quindi rappresentata dal resto del territorio. La valutazione delle caratteristiche di connettività della matrice, fondante per la ricerca delle fasce di connessione, prende le mosse dal concetto di bio-permeabilità (Romano, 2000) che verrà reso operativo associando ad ogni porzione del territorio una sua valutazione quantitativa. Il metodo proposto si articola in tre fasi:

- Generazione di un modello dell'ecomosaico mediante la scelta di adeguate unità ambientali derivate da opportune aggregazioni delle classi della Carta di Uso del Suolo della Regione Sardegna (scala 1:25000);
- Generazione di un modello di dispersione sul territorio in funzione della valutazione del livello di bio-impedenza territoriale come somma di bassa qualità naturale e alto livello di frammentazione infrastrutturale;
- Individuazione, mediante algoritmi di *cost-distance*, delle fasce di connettività come aree di minimo impedimento per gli spostamenti attraverso la matrice territoriale.

Le tre fasi sono state ripetute per due distinti modelli di territoriali, producendo due ipotesi di strutture connettive tra i nodi della Rete Ecologica Regionale.

Un metodo per l'individuazione delle aree di connettività alla scala territoriale

Il modello dell'ecomosaico

Le strutture dell'ecomosiaco implementate sono due, e ciascuna propone una valutazione del livello di naturalità che sarà funzionale a quantificare la bio-impedenza della matrice territoriale. La prima, proposta dal Piano Paesaggistico Regionale della Regione Sardegna (PPR), articola il territorio secondo una classificazione paesaggistico-ambientale in funzione del livello di intervento antropico sul territorio mediante una suddivisione in otto classi. La seconda, proposta dall'Osservatorio Città Sostenibili (OCS) del Dipartimento Interateneo Territorio del Politecnico e dell'Università di Tornio (Socco, 2001), è invece funzionale alla definizione di un indicatore del grado di naturalità per la pianificazione e la gestione territoriale, che opportunamente adattato alla particolare situazione ecologica dell'Isola, ha prodotto un modello territoriale articolato in undici classi.

La valutazione del livello di frammentazione infrastrutturale

La frammentazione dovuta alla rete viaria è, in genere, misurata tramite l'indice IFI (indice di frammentazione infrastrutturale (Romano, 2000)) che tiene conto della lunghezza dell'infrastruttura e del suo potere frammentante in funzione della tipologia ed in relazione all'area dell'unità ambientale scelta. Ma ulteriori caratteristiche dell'indice, necessarie ad una corretta modellizzazione del fenomeno, sono soprattutto: la capacità di tener conto del valore dell'unità ambientale attraversata e del tipo di partizione imposto dalla rete della viabilità stradale.

Nei limiti di questo studio, è si ritenuto di poter implementare tali caratteristiche in una nuova forma dell'indice di frammentazione infrastrutturale:

$$IFI_k = \frac{IP_k}{A_k} \cdot \sum_{j=tipolo.\ viaria} L_{k,j}\left(P_{k,j} + IN_k^2\right)$$

con IP_k, indice di partizione:

$$IP_k = \left(1 - \frac{A_{\max,\,k}}{A_k}\right) \cdot N_k^{\left(1-\frac{A_{\max,\,k}}{A_k}\right)}$$

dove A_k = area del k-esmia unità ambientale; $A_{max,k}$ = area della partizione più grande individuata dalla porzione dell'infrastruttura lineare di categoria j sulla k-esmia unità ambientale; $L_{k,j}$ = lunghezza dell'infrastruttura di categoria j; $P_{k,j}$ = potere frammentante dell'infrastruttura; IN^2_k = indice di naturalità al quadrato; N_k = numero di partizioni in cui il unità ambientale è suddiviso.

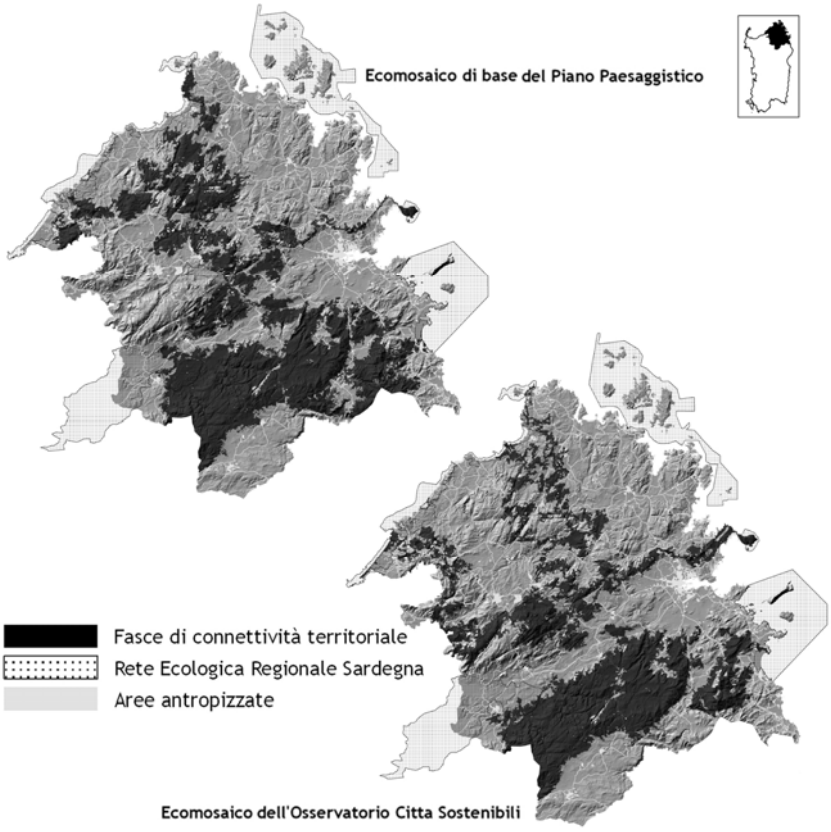
Il calcolo della bio-impedenza territoriale

La bio-impedenza, così come è stata definita, rappresenta un attributo "statico" associato ad una parte del territorio, mentre per gli intenti dichiarati si deve lavorare in modo "dinamico": l'impedimento al moto non è dato solo dalla cella in cui il moto sta avvenendo ma anche dalla "fatica" compiuta ad attraversare tutte le celle precedenti.

Le analisi raster basate sugli algoritmi di *cost-distance* implementati nel GIS consentono questo passo concettuale fondante producendo, a partire dalla bio-impedenza per cella, una superficie di costo cumulativo calcolato da ogni cella verso un insieme di celle sorgente. La bio-impedenza è trattata come il costo di attraversamento per metro della cella cui appartiene (nelle direzioni diagonali rispetto ai lati delle celle il fattore è 1,41): il costo di attraversamento è dato dalla lunghezza della cella per la sua bio-impedenza.

Risultati operativi

Il metodo ha prodotto i risultati attesi, consentendo mediante l'imposizione di una soglia di costo massimo (pari al 0,5% dell'intervallo di costo), la delimitazione delle porzioni di territorio più idonee, secondo i criteri esposti, a recepire le istanze connettive territoriali e ad essere destinate come corridoi ecologici tra i nodi della Rete Regionale. Com'era lecito aspettarsi la forma delle fasce di connessione dipende fortemente dalla struttura dell'ecomosiaco scelta per descrivere il territorio, tra i due assetti analizzati per correttezza e attitudini operative alla discesa di scala necessaria ad un progetto reale di rete ecologica, il risultato peggiore è stato quello della classificazione del PPR, che per il basso numero di classi, e per la sovrapposizione tra temi ambientali e puramente paesaggistici risulta scarsamente in grado di fornire spunti operativi. L'elevata diversità degli orizzonti ambientali presenti nell'area di studio fornisce lo spunto per ulteriori considerazioni: il modello mostra un ottimo funzionamento in aree fortemente frammentate, mentre perde correttamente di significato e di efficacia operative nel caso opposto.



Riferimenti bibliografici

Adriaensen F.; Chardon J. P.; De Blust G.; Swinnen E.; Villalba S.;Gulinck H. and Matthysen E. (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape And Urban Planning* **64:** 233-247.

Marulli J.; Mallarach J. M.A (2005). GIS methodology for assessing ecological connectivity: application to the Barcelona Metropolitan Area. *Landscape And Urban Planning* **71:** 243-262

Osservatorio Città Sostenibili (2002). Indice del grado di naturalità del territorio. OCS Doc. 2/2002, Dipartimento Interateneo Territorio del Politecnico e dell'Università di Torino.

Pizzolotto R.; Brandmayr P. (1996). An index to evaluate landscape conservation state based on land-use pattern analysis and Geographic Information System techniques. *Coenoses* **1:** 37-44.

Romano, B. (2000). *Continuità ambientale, pianificare per il riassetto ecologico del territorio,* Andromeda Edizioni. Teramo.

RECUPERO DI PAESAGGIO FLUVIALE E STORICO NELLA VALLE DEL MORELLO

G. Pirrera[1], G. Filiberto[2]

[1]Centro RING – Centro Ricerche e Progetti Rinaturazione, Ingegneria Naturalistica e Gestione Ambientale, Via Albanese, 90 – 90129 Palermo, IT. e-mail: jl.mine@libero.it
[2]Centro RING – Centro Ricerche e Progetti Rinaturazione, Ingegneria Naturalistica e Gestione Amb., Via Albanese, 90 – 90129 Palermo, IT. e-mail: g.filiberto@centroring.it

---

Fluvial and historical landscape restoration in the Morello Valley
"Morello Valley Oasis", opened in last December, aims to restoration and enjoyment of a natural landscape, totally integrated with agricultural, archaeological and mining landscape. Scenary: Villarosa town, between two river, needing a best economical and social development, polluted and deteriorated for the dried Vanella and Mastrosilvestro torrents, and the Morello river basin, still free from concrete, where large unsettled geologically areas lie. Villarosa lake, good ecological quality landscape, even if eutrophic and anthropically derivated, with its historical infrastructures, like the water pipeline bridge, symbol of the drinkable dependence on other municipalities. Nature is wild (many birds of prey fling themselves down into the valley to catch ducks, herons and grebes, from Lake Stelo rock walls), but gentle, thanks to orchids growing also in the dump. Archaeology, with the bronze age necropolis, the prehistorical huts, shelter for peasants also addicted to mining. Sacredness of places where people of the river made also human sacrifices. The plan has restored the urban streams, in an settled area, crossed only by wastes, experimentally cleaned directly into the bed, bioengineering, and also enjoyment elements (trails, birdwatching huts, etc.), maintenance, communication, research, wild life management (islands, groynes, posts, nests, etc.). Finally, works have been assessed by a simple *multicriteria* analysis, created for the occasion, evaluating, with a sustainability function, the typical different bioengineering efficacies. Then, the technical efficacy, but also the ecological, the landscape and social-economical efficacies.

Abstract
L'Oasi Valle del Morello, inaugurata lo scorso Dicembre, mira al recupero fruibile di un paesaggio naturale, perfettamente integrato con quello agricolo, in un'area in cui emergono elementi archeologici e minerari.Scenario Villarosa, tra due fiumi, che necessita di un miglior sviluppo socio-economico, inquinato e degradato per gli asciutti Valloni Vanella e Mastrosilvestro, con il bacino destro del Fiume Morello, ancora non corretto da regimentazioni cementizie, su cui poggiano vaste aree, geologicamente instabili e tormentate. Paesaggio lacustre da riqualificare: il Lago Villarosa (di buona qualità ecologica, sebbene eutrofico ed artificializzato dall'invaso), con infrastrutture storiche, quali le miniere ed il ponte dell'acquedotto comunale, simbolo della dipendenza potabile da territori esterni.La natura è selvaggia (con i tanti rapaci che si fiondano nella vallata, per cacciare nei campi, o nel lago anatidi, aironi e svassi, dalle pareti rupestri di Lago Stelo, "bonificato" da una miope politica ecologica); ma è natura gentile, con orchidee persino in discarica. Archeologia, con le *Città dei morti* delle necropoli, età del bronzo, le capanne preistoriche abitate da agricoltori già dediti, a

quell'epoca, ad attività minerarie. E la sacralità di siti, ove venivano effettuati sacrifici, anche umani, dagli indigeni che navigavano il Fiume.
Il progetto ha curato i valloni tributari urbani, in area dissestata, percorsi solo da scarichi, depurati sperimentalmente direttamente in alveo. Inoltre opere spondali ed antierosive di ingegneria naturalistica, elementi per la fruizione (sentieristica, capanni per il birdwatching, cartellonistica, etc.), la manutenzione, la comunicazione, la ricerca ed il wild life management (isole galleggianti, pennelli spondali, pali di sosta, nidi, etc.).
Infine, le opere sono state valutate tramite una speditiva analisi multicriteria, messa a punto per l'occasione, che valuta, con una funzione di sostenibilità, le efficacie tipiche dell'ingegneria naturalistica. Quindi, efficacia tecnica, ed anche quelle naturalistica, estetico-paesaggistica e socio-economica.

Generalità

Il recupero e la fruizione di un paesaggio, naturale, perfettamente integrato con quello agricolo, in un'area in cui emergono elementi archeologici e minerari sono stati gli obiettivi del lavoro.

Elementi del reticolo idrografico del Morello sono stati quindi valutati incrociandoli con la sentieristica storica per la valorizzazione degli elementi caratteristici naturali e storici del territorio del bacino.

L' *Oasi Valle del Morello,* inaugurata lo scorso Dicembre, nasce dalla realizzazione di un progetto interdisciplinare del Dicembre 2004, finanziato con i fondi europei destinati alla rete ecologica siciliana.

Lo scenario paesaggistico

L'abitato di Villarosa, sorge tra due fiumi uno, il Morello, di acque "*dolci*", preziose per la Sicilia; l'altro, l'Imera Meridionale, "*amaro*", cioè salmastro, e quindi inutilizzabile, a causa dell'attraversamento di terreni solfiferi. Il paese perduti i fasti dell'epoca mineraria ora necessita di un impulso per un miglior sviluppo socio-economico. Il degrado da superare è simbolicamente dimostrato dall'inquinamento degli asciutti Valloni Vanella e Mastrosilvestro. Di contro le ricche sponde destre e i meandri del Fiume Morello, per fortuna non corretto da regimentazioni cementizie, il cui bacino poggia su vaste aree tipiche della serie gessoso-solfifera, geologicamente instabili e tormentate. Una diga sottende un neo - paesaggio lacustre da riqualificare: il Lago Villarosa di buona qualità ecologica, sebbene artificializzato dall'effetto dell'invaso, con poca acqua ed eutrofico per gli scarichi dell'abitato. Molte infrastrutture storiche: tra esse le miniere, ed il ponte dell'acquedotto comunale, che interpreta la dipendenza potabile dell'abitato da Calascibetta (cui appartiene l'altro lato del bacino), nonostante la discreta ricchezza d'acqua del territorio villarosano.

La natura è selvaggia, con i tanti rapaci (falchi, poiane) che si fiondano nella vallata dalle pareti rupestri di Lago Stelo ("bonificato" da una miope politica ecologica) per cacciare nei campi, o per disturbare gli anatidi, gli aironi e gli svassi, osservabili dai capanni nel lago. Ma la natura è anche gentile, con vasti prati di orchidee che crescono persino in discarica.

Poi archeologia, con le *Città dei morti* delle necropoli, età del bronzo, le capanne preistoriche abitate da agricoltori già dediti, a quell'epoca, ad attività minerarie. E la sacralità di siti, ove venivano effettuati sacrifici, anche umani, dagli indigeni che navigavano il Fiume dal Mediterraneo e commerciavano ossidiane dalle Eolie.

Un paesaggio unico: neo-natura nel lago, storia antica e memoria di un lavoro faticoso.

Le opere dell'Oasi

Le opere delle *"infrastrutture materiali"* hanno curato i valloni tributari urbani, in area dissestata, percorsi solo da scarichi, che sono stati depurati sperimentalmente direttamente in alveo. Gli impianti pilota, preceduti da valutazioni di Funzionalità Fluviale (tramite gli Indici IFF ed IBE), sfruttano i principi di infiltrazione-percolazione, piccoli lagunaggi e fitodepurazione innescati da piccole soglie che riportano naturalità in alvei prima completamente asciutti perchè percorsi solo dai reflui.

L'ingegneria naturalistica è servita per gli interventi spondali (palificate tipo "Vallo di Diano", coperture diffuse, piantagioni di arbusti, cespi e talee) ed antierosive (stuoie in juta, rivestimenti di alvei secondari).

Molti elementi per la fruizione (sentieristica, capanni e cannucciati per il birdwatching, cartellonistica tradizionale ed in fotoceramica, etc.), la manutenzione delle regie trazzere, tre prefabbricati in legno (per la reception, la ricerca ed il magazzino, completi di piccole foresterie), il vivaio di cantiere e di manutenzione.

Tante opere per il wild life management (isole galleggianti per gli anatidi, pennelli spondali per limicoli ed anfibi, pali di sosta per garzette ed aironi, nidi, piccoli stagni, etc.).

Curate sono state anche le *"infrastrutturazioni immateriali"* cioè:

- una comunicazione che ha compreso l'attuazione di un bando per il logo dell'Oasi, due convegni, l'apertura di un sito web, la stesura di pubblicazioni, il coinvolgimento della popolazione, etc.
- ed il monitoraggio delle acque attraverso la valutazione dell'efficacia chimica ed ecologica delle opere di depurazione in alveo ripetendo l'Indice IFF e l'IBE, e l'indice SECA.

Sostenibilità delle opere realizzate

A conclusione della realizzazione le opere sono state valutate tramite una speditiva analisi *multicriteria*, messa a punto per l'occasione e sperimentata anche per il *Malophorus* nel Parco Archeologico di Selinunte, che valuta, con una semplice funzione di sostenibilità le efficacie tipiche dell'ingegneria naturalistica.

Quindi non solo, l'efficacia tecnica, ma ed anche quelle naturalistica, estetico-paesaggistica e socio-economica.

E' stato così possibile dimostrare che le opere di ingegneria naturalistica, e più in generale quelle a basso impatto ambientale, abbinano ai risultati tecnici comunque richiesti, altri più prettamente ecologici nel rispetto del *"principio dello sviluppo sostenibile" (cfr. Art. 3 quater D. Leg.vo n.4/08*). Nel caso in oggetto è stato possibile valutare, ad esempio, quanto l'innesco di naturalità (spontaneo immediato arrivo di libellule ed anfibi, piante con capacità biotecniche e fitodepurative, etc.) derivato dalle opere in alveo, diviene un valore aggiunto alla semplice richiesta tecnica di depurazione dei reflui e di stabilità delle sponde, comunque soddisfatta.

Riferimenti bibliografici

D'Asaro F. (2 Dicembre 2005): Sistemazioni idrauliche e fitodepurazione in alveo, descrizione di un caso involontario – *Atti Convegno AQUAFEST: Riqualicazione ambientale dei corsi d'acqua, Giardini Naxos*
Petralia A. e Pirrera G. (Dicembre 2005, a cura di) Rinaturazione di aree umide: casi studio – *Palermo, WWF Italia ;*
Pirrera G. (21 Novembre 2007) Ejemplos de intervenciòn en humedale mediterràneos, *Atti del V° Congreso AEIP Asociación Española de Ingeniería del Paisaje - I° Congreso APENA, Associação Portuguesa de Engenharia Natural - VI Congreso de la Federación Europea de Ingeniería Biológica, Almonte, Espana*
Pirrera G. (2007) Opere a basso impatto ambientale, *Quaderni dell'Oasi Fluviale del Morello,* in attesa di pubblicazione.
Pirrera G. (26 gennaio 2002) Fitodepurazione ed ecosistemi filtro, occasione di rinaturazione fluviale alla luce del D.lgt. 152/99 *Seminario Dipart. ITAF, Università di Palermo - AIPIN Sicilia - Fitodepurazione: sistema appropriati di trattamento - Villarosa*
www.oasifluvialemorello.it

VALIDAZIONE DEL MODELLO DI RETE ECOLOGICA DEL TERRITORIO NORD BARESE/OFANTINO. ATTIVITÀ 2.1.1 "RETE ECOLOGICA E PIANO DEI TRATTURI"

A.Buonadonna[1], M.Gori[2], M.Guccione[2], M.Iacoviello[1], G.Pavone[1], F.B.F.Ronsisvalle[3]

[1]ATANBO Agenzia Territoriale Nord Barese Ofantino e-mail: iacoviello@atanbo.it
[2]APAT Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici e-mail: matteo.guccione@apat.it
[3]Dipartimento di Botanica Università di Catania e-mail: f.ronsisvalle@unict.it.

Validation of ecological network model of northern barese/ofantino territory. Activity 2.1.1 "Ecological network and Cattle-track plan".

The Territorial Agency for the Environment of the PTO/NBO (Pact for the northern territory of Bari and Ofanto) started a new experimental approach to essay the interaction of themes related to nature conservation in areas with a meaningful diversification of human settlements. This is done in order to ensure the protection of nature and landscapes and the prevention of hydrogeological risks through the definition of criteria based on spatial contiguity, for the planning out of an ecological net (EN).
The experimental approach at issue aims at putting the EN at the basis of future plans for the territorial development of the northern territory of Bari and Ofanto, through the achievement of the following two objectives: (1) to ensure the durable equilibrium of the economic framework provided for by strategic plans in the territory at issue; (2) to support the integration process between the planning and the programmatic dimensions.
An ecologic-functional approach has been followed for the identification of the EN, by the preliminary identification of an heterogeneous group of species sensible to the fragmentation (multi-specific networks), to be used as indicators of the local biodiversity and/or as indicators to essay the effectiveness of conservation measures in a specific habitat. The target species have been selected on the basis of the ratio between representativeness (stenoecious and interior species) and state of conservation in open, natural and semi-natural lands (meadows, dry grasslands, etc.).
The applied model (Gori et al, 2007) considers the following two parameters: the environmental fitness and the sensitiveness to the fragmentation, by following the approach proposed by Verboom et al., which consists in the identification of key patches, i.e. patches with enough carrying capacity to maintain vital and persistent populations of species

Abstract
L'Agenzia Territoriale per l'Ambiente del PTO/NBO ha avviato una sperimentazione legata all'interazione dei temi della naturalità nella pianificazione in aree interessate da una significativa diversificazione insediativa, finalizzata alla messa a sistema dei vincoli individuati in materia di protezione della natura, paesaggio e tutela dal dissesto idrogeologico attraverso la definizione di criteri atti a garantire condizioni di continuità tra le aree in modo da definire uno schema di rete ecologica (RE) locale.

La sperimentazione ha come finalità quella di individuare la RE come strumento per l'orditura di piani e programmi del territorio nord barese/ofantino attraverso il raggiungimento di due obiettivi specifici: 1)il sostegno in equilibrio durevole delle orditure economiche previste dalla pianificazione strategica dell'area nord barese/ofantina; 2) il sostegno a processi di integrazione tra la dimensione pianificatoria e la dimensione programmatica.
Per l'identificazione della RE si è scelto di adottare l'approccio di tipo ecologico-funzionale individuando un gruppo eterogeneo di specie sensibili alla frammentazione (reti multispecie), utilizzate come indicatori della biodiversità locale e/o come indicatori per la conservazione di un determinato tipo di ambiente. Le specie target sono state selezionate in base al rapporto tra rappresentatività (specie stenoecie ed interior) e stato di conservazione in ambienti aperti, naturali e semi-naturali (praterie, prati-pascoli). Il modello applicato (Gori et al, 2007) prende in considerazione due parametri, l'idoneità ambientale e la sensibilità alla frammentazione seguendo l'approccio indicato da Verboom et al. che consiste nell'individuazione Key Patch, vale a dire di patch con una capacità portante sufficiente a mantenere popolazioni vitali e persistenti.

Metodologia

Per l'identificazione di una Rete Ecologica (RE) nell'area del Patto Territoriale del nord barese-ofantino si è scelto di adottare un approccio di tipo ecologico-funzionale, vale a dire finalizzato a garantire la permanenza dei processi ecosistemici e la connettività per le specie sensibili, tralasciando gli aspetti esclusivamente evocativi ed emotivi del paesaggio. In questo modo l'obiettivo della RE si traduce nella mitigazione degli effetti della frammentazione sulla diversità biologica e per questo motivo tra i suoi risultati deve contemplare indicazioni puntuali per il miglioramento ambientale.

Operativamente, seguendo questo approccio, la RE viene sviluppata per un gruppo eterogeneo di specie sensibili alla frammentazione (reti multispecie), che sono adoperati come indicatori della biodiversità locale e/o come indicatori per la conservazione di un determinato tipo di ambiente. Nel presente studio le specie target, sono state selezionate da ATANBO, sulla base di un buono stato di conservazione di ambienti aperti, naturali e semi-naturali (praterie, prati-pascoli) e su specie che selezionano in modo esclusivo questa tipologia di habitat (specie stenoecie ed interior).

Il modello applicato ha preso in considerazione, per ogni specie, i seguenti parametri:

Idoneità ambientale.

Nella prima fase di lavoro si è costruito un modello di idoneità ambientale di tipo deduttivo, attribuendo, a priori, un punteggio alle porzioni di territorio in base alle conoscenze derivanti dall'*expert opinion* e dai dati di letteratura. Questo tipo di modelli ha il vantaggio di avere alte percentuali di validazione perché solitamente, rispetto a quelli induttivi, è meno conservativo e necessita di un minor numero di dati di presenza. Inoltre i modelli deduttivi partono dall'areale della specie, e all'interno di questo, anche in base a poche informazioni sulla ecologia della specie, ne affinano e migliorano la risoluzione.

Quasi tutti i modelli deduttivi utilizzano, di base, una carta di uso del suolo riclassificata secondo l'idoneità. E' importante che la scala sia idonea al tipo di lettura del territorio della specie, ovvero che Ampiezza e Risoluzione della carta siano compatibili con la Grana e l'Ampiezza della scala della specie di interesse. Per Grana o

Risoluzione (*Grain size* in inglese) di una carta si intende la dimensione dell'unità minima cartografabile, mentre la stessa per la specie è l'unità di paesaggio più piccola alla quale l'animale riesce a cogliere l'eterogeneità. Nel presente studio è stata utilizzata una carta di uso del suolo 1:5000 elaborata dall'Agenzia Territoriale,riclassificata in 6 classi di idoneità, da 0- non idoneo- a 5- idoneità massima.

Sensibilità alla frammentazione: effetto margine e presenza di strade

Per molte specie gli ambienti marginali presentano una ridotta capacità portante a causa dell'intrusione di predatori e competitori dall'ambiente confinante e a causa della presenza di specie generaliste e di vegetazione ecotonale. Questi due fenomeni hanno un effetto cumulativo che, per le specie di ambienti erbacei, si riflette in una minore densità nei pressi dei margini degli ambienti aperti con boschi o insediamenti antropici ed in un minor successo riproduttivo. Non tutte le specie sono sensibili all'effetto margine; alcune, al contrario, beneficiano della presenza di vegetazione strutturalmente differenziata e del contatto tra formazioni differenti (*Edge species)*. Altre invece, subiscono quest'effetto, che si riflette nei pattern spaziali di densità, che tendono ad avere i valori più alti nel *Core* delle *patch* idonee (*Interior species*). L'ampiezza dell'effetto margine è variabile in funzione dell'ambiente e delle specie; tuttavia la maggior parte dei valori si posiziona dai 100 metri ai 30 metri, molti valori si collocano nella fascia di 50-60 metri. Le strade, particolarmente in ambienti aperti, dove i rumori sono meno attutiti dagli ostacoli, sono un notevole disturbo per la fauna perché alterano il microclima intorno ad esse (aumento dell'evapotraspirazione, aumento della temperatura, cambiamento delle correnti d'aria), hanno dei danni indiretti a causa dell'inquinamento atmosferico, ma soprattutto gli effetti maggiori dati dalle strade sulla fauna sono dati dal disturbo visivo e sonoro. In particolare, per gli uccelli si è visto che la densità di coppie nidificanti di molte specie di ambiente agricolo è anche funzione dell'intensità di rumore provocato dal traffico veicolare, misurata in decibel. Uno studio olandese ha evidenziato come ogni specie di uccelli ha un valore soglia di intensità di rumore, oltre il quale la densità di coppie decresce in maniera proporzionale con l'aumento di intensità.Il modello che si è applicato nello studio in oggetto ha riguardato la quantificazione di entrambi questi disturbi creando buffer di aree a idoneità ridotta o nulla intono a strade e ai margini tra le patch idonee e la matrice. Il risultato è un affinamento del modello di idoneità sul quale sono state operate le successive analisi

Dimensione delle Patch idonee

Numerosi studi in letteratura hanno provato a calcolare la relazione tra la probabilità di incontrare una specie e la dimensione dei frammenti di habitat. Questi studi hanno permesso di discriminare le specie in *Edge species* e *Core species* in base a criteri oggettivi e quantificabili, oltre che a generare delle curve area-frequenza della specie utili anche a fini gestionali poiché danno una indicazione sulla dimensione minima che deve possedere un frammento per risultare utile alla conservazione della specie in esame. Il presente modello segue l'approccio LARCH che consiste nell'individuazione, tra le aree potenzialmente idonee, di aree adatte a mantenere delle *Key population*, ovvero delle popolazioni *source*, dalle quali i nuovi nati possano disperdere verso aree confinanti. La dimensione minima di una *Key population* dipende da fattori quali la longevità della specie in esame e la durata del periodo fertile. Per animali di piccole dimensioni sono stimate delle popolazioni di 30-40 coppie; tali popolazioni dovrebbero rimanere vitali al tasso di un immigrante per generazione per i prossimi 100 anni con

una probabilità del 95%. Utilizzando questo dato e i dati sull'ampiezza degli home range delle specie target è possibile calcolare l'estensione minima delle *patch* in grado di sostenere una popolazione vitale.

Analisi della frammentazione

Per ottenere una analisi oggettiva della distribuzione delle aree idonee alla riproduzione delle 3 specie individuate e per quantificare il grado di isolamento e di frammentazione delle stesse sono stati calcolati alcuni parametri spaziali delle *patch* e la loro deviazione standard nelle tre diverse classi di idoneità. Le analisi sono state condotte con il software FRAGSTAT 3.3 su un formato raster di celle 5x5 metri, utilizzando i parametri spaziali più significativi, ovvero: *Patch metrics* (area metrics, shape metrics, isolation metrics); *Class metrics* (area metrics: percentage of landscape, number of patch); Shape metrics (Landscape shape index); *Solation metrics* (Contagion/interspersion metrics, Percentage of like adjacencies); *Connectivity metrics* (Cohesion, Connectance). Successivamente sulla base dei dati ottenuti è state individuata una Rete Ecologica funzionale, traducendo i risultati del modello di idoneità e delle analisi spaziali in elementi fisici dello spazio: nodi, corridoi e *stepping stones*.I nodi della Rete (*Key patch*) sono il risultante dell'applicazione del protocollo LARCH al modello di idoneità considerando i disturbi generati, dalle strade all'effetto margine. Per tale modello sono stati presi in considerazione per ogni specie target i seguenti parametri: Relazioni specie-habitat; Ampiezza home range; Dispersal; Sensibilità alla frammentazione (risposta alla presenza di strade e all'effetto margine).I vari modelli di Rete Ecologica risultante per ogni specie sono stati sovrapposti tra loro per calcolare la rete ecologica complessiva.

Tavola dell'indice di Similarità e della classe di idoneità per lo Strillozzo

Riferimenti bibliografici

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 agricole, ambientali e Protezione civile, pp. 248

Boitani L., 2000. *Rete ecologica nazionale e conservazione della biodiversità.* Parchi 29,

Opdam P. *et al* 2006. *Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes.* Landscape and urban planning 75, 322

Verboom J. *et al* 2001. *Introducing the Key patch approach for habitat networks with persistent population : an example for marshland birds*. Biological Conservation 100, 89-101.