



Università degli Studi di Sassari  
Facoltà di Architettura di Alghero  
Dipartimento di Architettura, Design e Urbanistica  
*Anno accademico 2009-2010*

Dottorato di Ricerca in Architettura e Pianificazione  
XXII ciclo  
Pianificazione e Progettazione territoriale

Nuovi paradigmi per le reti ecologiche:  
definizione di una metodologia GIS per  
l'analisi territoriale finalizzata  
all'individuazione e alla gestione di reti  
ecologiche alla scala del paesaggio

Coordinatore:  
Prof. Giovanni Maciocco

Tutor:  
Prof.ssa Paola Pittaluga

Tesi di: Gianluca Melis

*a Davide,  
il mio concentrato di  
gioia, forza e precisione*



Indice	
1. Premessa.....	6
2. Le politiche per la conservazione della biodiversità: dal contesto internazionale alla Strategia Nazionale per la Biodiversità, obiettivi e strumenti.....	11
2.1. Il panorama di riferimento internazionale da Rio de Janeiro a Siracusa.....	11
2.2. Biodiversità e reti ecologiche nelle politiche di governo del territorio in Europa.....	17
2.3. Il prossimo panorama nazionale: la Strategia nazionale per la Biodiversità.....	31
2.4. Modelli di rete e finalità .....	34
2.4.1. Riferimenti europei.....	34
2.4.2. Modelli che scaturiscono dalla strategia nazionale.....	38
2.4.2.1. Analisi del contenuto.....	40
2.4.2.2. Risultati dell'analisi del contenuto.....	42
2.5. I limiti per l'applicabilità del modello di rete ecologica nella pianificazione del territorio.....	45
3. Dalla teoria della Biogeografia delle Isole alla Landscape Ecology: genealogia critica del modello di rete ecologica.....	51
3.1. Inquadramento storico.....	51
3.1.1. La (ri)nascita della Landscape Ecology e i fondamenti teorici del modello di rete ecologica.....	56
3.2. Metafore e reti.....	61
3.2.1. Le origini del concetto di frammentazione: la teoria della biogeografia delle isole.....	64
3.3. Riferimenti epistemologici per l'analisi del concetti di frammentazione: la stabilizzazione di un campo di ricerca.....	69
3.3.1. Evidenze della chiusura esplicativa.....	70

3.4. Postulati latenti: le basi della fragilità del modello di rete ecologica.....	76
3.5. Bibliografia citata nel capitolo.....	81
4. Verso il superamento del modello patch-corridor-matrix.....	84
4.1. Requisiti concettuali.....	84
4.2. Le avanguardie della Landscape Ecology verso il superamento del paradigma patch-matrix.....	86
4.2.1. Il panorama dei modelli alternativi di interpretazione del paesaggio interni al campo delle discipline biotiche.....	86
4.2.1.1. Habitat variegation model .....	86
4.2.1.2. Landscape continuum model.....	91
4.2.1.3. Landscape contour approach.....	96
4.3. The gradient paradigm: il superamento della teoria della frammentazione?.....	98
5. Proposta metodologica.....	109
6. Bibliografia consultata.....	122

## 1. Premessa

La tesi prende le mosse da un senso di insoddisfazione e di delusione.

Il tema di ricerca delle reti ecologiche è, per l'ampiezza del panorama internazionale e per la chiarezza della necessità di affrontare i problemi dell'ambiente, ormai talmente attuale da sembrare superato, ma basta affrontare operativamente l'argomento per scontrarsi con un sistema di falle concettuali, di assunzioni necessarie all'applicazione del modello di approssimazioni e di incertezze. Il modello di rete ecologica, fortemente seducente per la sua chiarezza, semplicità e facilità di comprensione, lascia, dal punto di vista concettuale un senso di imprecisione e di irrealizzabilità che, per chi crede nell'impellenza di spostare verso dinamiche ecologicamente virtuose le dinamiche antropiche sul territorio, non può che suscitare il desiderio di andare a fondo e comprendere il perché di tale scostamento tra il modello e la realtà.

La spinta verso questo tema di ricerca è nata da un senso di frustrazione per il non riuscire a comprendere come, un modello talmente chiaro, non potesse diventare il paradigma vincente per le politiche territoriali finalizzate alla conservazione.

L'analisi delle esperienze in atto ha contribuito a peggiorare tale sensazione: ognuna faceva storia a sé per scala, forma degli elementi e relazioni tra questi. Come potessero pochi e semplici elementi come nodi, corridoi, e matrice generare un tale universo di interpretazioni era sorprendente, e i virtuosismi concettuali dei gruppi di lavoro che dovevano declinare il modello per il loro territorio di studio lo era ancora di più. I progetti e gli studi affrontavano il problema ad ogni scala e ogni volta le categorie di elementi componenti il modello, in special modo gli elementi più controversi e importanti del modello

6

Gianluca Melis

*Nuovi paradigmi per le reti ecologiche: definizione di una metodologia GIS per l'analisi territoriale finalizzata all'individuazione e alla gestione di reti ecologiche alla scala del paesaggio*

Tesi di dottorato in Pianificazione e Progettazione territoriale - XXII ciclo  
Università degli studi di Sassari - Facoltà di Architettura di Alghero

di rete, le connessioni o corridoi, uscivano riviste, ampliate e reinterpretate per essere coerenti con i territori che le ospitavano.

E un modello che ha bisogno di essere ricostruito ad ogni applicazione non è un buon modello.

La tesi cerca di definire i punti di forza e le debolezze del modello di rete ecologica, per delineare quali caratteristiche debbano essere ripensate e quali invece siano virtuose, con incursioni in altri campi disciplinari e in altri contesti di pensiero. E proprio l'identificazione e la motivazione delle debolezze del modello apre, io credo, alcuni spiragli per l'evoluzione di un modello di lettura e progetto del territorio prezioso e importante, oltretutto richiesto dalle normative internazionali e nazionali. La mia ambizione è stata da principio quella di aggiungere qualcosa, e non nego di aver ingenuamente creduto (per poco) di poter apportare dei miglioramenti, il risultato che ho raggiunto è, invece, oltre alla definizione di un quadro generale in cui inserire e meglio comprendere le debolezze del modello per superarle, una proposta operativa per la generazione di uno strumento utile alla pianificazione territoriale per rendere più efficaci i processi di individuazione e pianificazione delle reti ecologiche e per valutare in quali porzioni di bordo i contatti tra antropico e naturale consentano la comunicazione tra le aree a più alta naturalità, spesso relegate in aree geografiche fisicamente distanti, e i residui eco-attivi in contesti antropizzati.

Proprio dalla definizione del quadro generale delle politiche internazionali per la conservazione della biodiversità la tesi prende le mosse. L'obiettivo del capitolo 2, è quello di mostrare come le reti ecologiche siano, ancor'oggi e da alcuni decenni, riconosciute e richieste come strumento per implementare sul territorio politiche orientate alla conservazione della biodiversità. Il capitolo segue il filone iniziato dalla conferenza di Rio de Janeiro del 1992 sino a giungere, attraversando oltre che il tempo anche i livelli delle istituzioni internazionali, al recentissimo (7 ottobre 2010) documento prodotto dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e approvato in sede d'Intesa Stato-Regioni: la Strategia Nazionale per la Biodiversità. Una

volta mostrata l'attualità istituzionale, del modello è presentata anche la geometria ottimale proposta nelle politiche europee e le funzioni che dovrebbe esplicare nonché le recenti evoluzioni nazionali, mostrando il primo punto da cui il mio percorso di ricerca è partito, cioè la definizione degli obiettivi specifici del modello, la sua chiarezza e l'apparente funzionalità e rispondenza agli scopi che si prefigge. Il capitolo termina con una breve disamina dei principali punti problematici del modello raggruppandoli, per semplicità in tre aree concettuali. La prima riguarda la crisi scientifica che si può delineare dalle posizioni critiche e le evidenze avverse al modello interne alle scienze biotiche come, ad esempio, l'ecologia e la biologia della conservazione, che costituiscono il contesto scientifico che ha generato e supporta il modello stesso. La seconda definisce i problemi che l'applicazione del modello e la sua forma producono per l'urbanistica con particolare attenzione ai problemi che il concetto di corridoio ecologico crea al momento della sua implementazione negli strumenti di governo del territorio. La terza affronta l'intrinseca caratteristica top-down del modello e gli sbilanciati rapporti che questo crea tra gli obiettivi che deve raggiungere, di rango internazionale e le popolazioni locali che sono chiamate a mettere in atto le azioni materiali e immateriali per raggiungerli, nonché il pericolo di uno spostamento della gestione del territorio dagli attori locali ad un insieme composito di saperi esperti.

Il capitolo 3 mira, seguendo il percorso di genesi ed evoluzione del modello in riferimento al contesto storico, a definire la provenienza, la stratificazione e la cristallizzazione dei punti critici esaminati nel capitolo precedente. Nel percorso del capitolo ho trovato fondamentale definire innanzi tutto il contesto, prima socio-culturale e poi scientifico, in cui la teoria della frammentazione, evidenziando i pericoli legati alle indiscriminate trasformazioni antropiche del territorio ha definito in modo scientifico il problema principale che le reti sono chiamate tutt'oggi a risolvere, ha visto la luce. Ciò per evidenziare come proprio il clima del periodo ha prodotto un senso di "emergenza" che le scienze biotiche, in special modo l'ecologia, hanno recepito producendo tesi dal livello di approssimazione troppo grande.



L'analisi del filone di ricerca nato dall'applicazione della Teoria della Biogeografia delle Isole a porzioni di territorio continentale secondo una semplice analogia, la teoria della frammentazione appunto, ha ispirato la riscoperta di un campo di ricerca est-europeo vicino alla geografia da parte del vitale contesto del Nord America che lo ha reinterpretato sino a definire il ben noto filone della *Landscape Ecology*. Anche questo, nella sua fase matura, si appoggia ad un'altra metafora il territorio come "mosaico", l'ecomosaico per l'appunto, che sostiene il modello cardine della disciplina: il modello *patch-corridor-matrix*. Questo è poi divenuto il più potente alleato disciplinare, sia concettuale che operativo, di sostegno alla tesi che, per fronteggiare la frammentazione e la creazione di isole sulla terraferma, alcuni contesti territoriali si dovessero connettere tra loro in modo da facilitare gli scambi di ogni tipo, in special modo genetici, tra le popolazioni biotiche presenti in tali contesti.

L'insieme complesso dei rapporti storici e concettuali in questo insieme stratificato di metafore e analogie ha prodotto un sistema di postulati "latenti" che sottende tutta la teoria delle reti ecologiche, e mina, se non riconosciuto e affrontato, la validità del modello e inficia la sua efficacia operativa.

L'atto di esplicitare, disarticolare e superare il sistema dei postulati "latenti" insieme alla valutazione di quali scenari operativi questo gesto produca, costituisce, unitamente al riconoscimento delle ricadute pratiche dei più recenti sviluppi disciplinari in seno alla *Landscape Ecology*, l'ossatura del capitolo 4. L'obiettivo del capitolo, oltre all'analisi dei modelli "alternativi" e alla definizione dei requisiti che un "nuovo" modello di rete ecologica dovrebbe possedere per superare i problemi analizzati, è quello di creare il contesto in cui uno strumento operativo, appartenente alla famiglia degli strumenti di supporto alla decisione e basato su tecniche GIS, deve inserirsi, per consentire alla pianificazione di incorporare il "nuovo" modello di rete ecologica. In particolare la tendenza verso il "*landscape gradient paradigm*" come nuovo strumento per la *Landscape Ecology* definisce le caratteristiche della proposta operativa, nucleo della tesi. Il confronto costante con il sistema

dei postulati “latenti”, e l’uso delle nuove categorie interpretative che questi definiscono, viene usato per delineare il paradigma dei gradienti come il più adatto a generare innovative evoluzioni per il concetto di rete ecologica e concorre a tracciare la forma che gli output che lo strumento dovrebbe generare.

Segue una proposta di metodologia operativa sviluppata in collaborazione con il *Leibniz Institute of Ecological and Regional Development (IOER)*.

## **2. Le politiche per la conservazione della biodiversità: dal contesto internazionale alla Strategia Nazionale per la Biodiversità, obiettivi e strumenti**

### ***2.1. Il panorama di riferimento internazionale da Rio de Janeiro a Siracusa***

L'espedito per cominciare la complessa dissertazione sul tema delle reti ecologiche come strumento per la pianificazione del territorio finalizzata alla conservazione della biodiversità, è, in questo particolare momento storico, più che mai semplice da trovare.

Infatti il 2010 è stato proclamato dall'Assemblea Generale delle Nazioni Unite Anno mondiale della biodiversità, a testimoniare quanto l'intera comunità internazionale sia preoccupata dell'impoverimento ambientale planetario causato dalle azioni umane e quanto sia impegnata a trovare reali soluzioni a tale situazione.

Tale atto rappresenta, nel panorama internazionale, una decisiva presa di posizione della comunità internazionale sui problemi della gestione delle risorse naturali del pianeta e fa parte di quel percorso che nasce con la Conferenza delle Nazioni Unite sull'ambiente e lo sviluppo, tenutasi a Rio de Janeiro nel giugno 1992, in cui venne firmata la Convenzione Internazionale sulla Diversità Biologica (CBD). Questa entrò in vigore il 29 dicembre 1993 e indicò ai Paesi che la sottoscrissero tre obiettivi principali: conservare la

diversità biologica, utilizzarla in modo durevole e distribuire i benefici che ne derivano in modo giusto ed equilibrato.

La CBD pose da subito all'attenzione degli Stati l'esigenza di affrontare la crisi della perdita della biodiversità attraverso nuove strategie e politiche, superando l'approccio basato all'epoca essenzialmente sulla creazione e gestione di aree naturali protette e sulla realizzazione di programmi e progetti a tutela di singole specie a rischio di estinzione.

Le maggiori ricadute per le politiche dei singoli stati firmatari discendono dagli impegni esplicitati negli articoli 6 e 8. Le indicazioni fornite attraverso l'art.6, impegnano per questo le parti contraenti ad elaborare strategie, piani o programmi nazionali volti a garantire la conservazione e l'utilizzazione durevole della diversità biologica oppure richiede l'adattamento a questo fine delle strategie, dei piani e dei programmi esistenti. Gli Stati e le Comunità di Stati (come nel caso dell'Unione Europea) si sono impegnati ad integrare, per quanto possibile ed opportuno, la conservazione e l'utilizzazione durevole della diversità biologica nei loro piani, programmi e politiche settoriali o plurisettoriali pertinenti. L'art. 8 della CBD nell'affrontare il tema della conservazione *in situ* indica l'esigenza di rafforzare il ruolo e l'efficacia dei sistemi delle aree naturali protette, segnalando nel contempo l'esigenza di una gestione sostenibile delle risorse naturali anche nei territori esterni e limitrofi ai territori sottoposti ad un regime straordinario di gestione finalizzato alla conservazione del patrimonio naturale, riconoscendo così l'insufficienza della tutela affidata semplicemente a modelli insulari quali i parchi e le riserve naturali.

Il 2010 rappresenta una data importante soprattutto per gli obiettivi che la comunità internazionale si era prefissata, tale era il termine per valutare l'efficacia di un insieme di azioni da intraprendere per arrestare il tasso di perdita della biodiversità in modo tangibile, e fu scelta come obiettivo a livello globale in occasione del Summit mondiale di Johannesburg del 2002 (Rio +10) sullo sviluppo sostenibile.

I dettagli dell'obiettivo 2010 sono stati definiti nel corso di alcuni significativi eventi internazionali che hanno sempre di più sottolineato l'importanza, la necessità e l'imprescindibilità di un'integrazione tra governo del territorio, economia, e conservazione, finalizzata alla gestione sostenibile della biodiversità soprattutto in funzione del riconoscimento dei servizi forniti dagli ecosistemi per il benessere umano:

- Aprile 2002, L'Aja, Olanda: durante la VI° Conferenza delle Parti (COP) della CBD i 188 Paesi firmatari fecero dell'Obiettivo 2010 lo strumento chiave per raggiungere gli obiettivi della Convenzione: la conservazione della biodiversità, l'uso sostenibile delle sue componenti, la condivisione equa dei benefici derivanti dalle risorse genetiche.
- Settembre 2002, Johannesburg, Sud Africa: durante il Summit Mondiale sullo Sviluppo Sostenibile, che aveva lo scopo di aumentare gli sforzi per contrastare il degrado ambientale e combattere la povertà, fu riconosciuto il ruolo chiave della diversità biologica e si stabilì di conseguire l'Obiettivo 2010.
- Maggio 2003, Kiev, Ucraina: durante la Conferenza Ministeriale "Ambiente per l'Europa", i Ministri dell'ambiente e i capi delegazione di 51 paesi dell'UNECE adottarono la Risoluzione di Kiev per la biodiversità e definirono alcuni obiettivi per raggiungere l'Obiettivo 2010.
- Settembre 2003, Washington, USA: viene presentata la prima relazione del Millennium Ecosystem Assessment, "Ecosistemi e benessere umano", lo studio più ampio mai realizzato sui legami tra gli ecosistemi del mondo e il benessere umano. Nel marzo 2005 sono stati presentati gli altri rapporti del Millennium Ecosystem Assessment.
- Maggio 2004, Irlanda: con il "Messaggio di Malahide si prendeva atto che "la perdita della Biodiversità continua ad un ritmo allarmante" e con un "consenso senza precedenti" si annunciava il Countdown 2010, il conto alla rovescia rispetto alla scadenza del 2010 e, conseguentemente, l'urgenza di potenziare le azioni necessarie per far fronte agli impegni

presi dall'Unione Europea per arrestare la perdita di biodiversità. Il Countdown 2010 veniva individuato come una strategia globale, un'alleanza generale tra governi, ONG, settori privati e semplici cittadini per conseguire concreti obiettivi. La Conferenza di Malahide intitolata "La Biodiversità e l'Unione Europea - Sostenere la vita, sostenere le economie ha posto particolare enfasi sul bisogno di adottare un approccio eco sistemico e all'integrazione dei problemi relativi alla biodiversità nelle politiche e nelle azioni in un'ampia gamma di settori economici. Tra questi si evidenzia l'impegno ad "integrare le aree protette in paesaggi terrestri e marini più ampi applicando un approccio ecosistemico e, dove opportuno, sviluppare strumenti a potenziamento della connettività ecologica, come ad esempio i corridoi ecologici".

- Maggio 2006, Bruxelles, Belgio: con la Comunicazione della Commissione Europea "Fermare la perdita di biodiversità per il 2010 e oltre" è stata avviata una fase operativa per il conseguimento dell'Obiettivo 2010; nel Piano d'Azione "Verso il 2010 e oltre" sono stati individuati 10 obiettivi prioritari e ben 150 azioni concrete attuabili in modo condiviso dalla Commissione Europea e dagli Stati membri.
- Ottobre 2006, New York, USA: World Summit, in occasione dell'Assemblea Generale delle Nazioni Unite, a cinque anni dal Millennium Summit che ha approvato i Millennium Goals (gli Obiettivi del Millennio), con la risoluzione adottata nella quale si confermano tutti i commitments derivanti dal World Summit on Sustainable Development (WSSD) di Johannesburg e si dichiara ulteriormente "All States will fulfill commitments and significantly reduce the rate of loss of biodiversity by 2010".
- Dicembre 2006, New York, USA: l'Assemblea Generale dell'ONU ha proclamato il 2010 "Anno Internazionale della Biodiversità" e ha invitato il segretariato della Convenzione sulla Diversità Biologica a collaborare con le agenzie delle Nazioni Unite interessate, le organizzazioni

internazionali e gli altri attori che si occupano di ambiente, per sensibilizzare l'opinione pubblica e stimolare i governi ad un maggiore impegno a livello globale e locale, nella speranza che il tempo perduto non risulti incolmabile.

- Marzo 2007, Potsdam, Germania: il vertice Ambiente G8+5, al quale hanno preso parte i Ministri dell'Ambiente dei maggiori Paesi del mondo: Usa, Giappone, Francia, Germania, Gran Bretagna, Italia, Canada e Russia, ma anche Cina, India, Brasile, Messico e Sudafrica, ha affrontato per la prima volta i problemi relativi alla perdita della biodiversità e le conseguenze sull'economia globale. Con la "Potsdam Initiative - Biological Diversity 2010" si è concordata la redazione di un rapporto sui danni economici della biodiversità e la creazione di una commissione di esperti per studiare strumenti e percorsi efficaci per conservare la natura. Tra gli impegni presi anche lo sviluppo di un'azione contro il commercio illegale di piante e animali e per la sensibilizzazione dell'opinione pubblica.
- Maggio 2007, New York, USA: già nel 2006 il Segretario Generale delle Nazioni Unite Kofi Annan aveva proposto di incorporare l'Obiettivo 2010 negli otto Obiettivi di Sviluppo del Millennio (Millennium Development Goals). Nel 2007 il nuovo Segretario Generale Ban Ki-Moon ha annunciato la piena integrazione dell'Obiettivo e ha dichiarato il 2010 Anno Internazionale per la Biodiversità.
- Aprile 2009, Siracusa, Italia: al G8 Ambiente viene firmata la "Carta di Siracusa". I 24 punti fondamentali su cui si basa l'accordo riaffermano "il ruolo chiave della biodiversità e dei servizi eco sistemici per il benessere umano e per il raggiungimento dei Millennium Development Goals -Obiettivi di sviluppo del millennio". Da questo impegno formale sottoscritto da molti importanti Paesi, risulta chiara la volontà di porre le basi per uno sviluppo dell'economia compatibile con la tutela dell'ambiente e la conservazione della Biodiversità nel mondo.

La conclusione del percorso avviato con la CBD nel 1992 si può quindi fissare nell'inserimento della biodiversità tra i temi oggetto del G8, ad oggi G20 in cui il tema della conservazione è stato declinato ulteriormente in una visione più legata alle attività e al benessere dell'uomo.

Infatti la tendenza in atto per le strategie finalizzate alla conservazione della natura è, tramite il concetto di servizi ecosistemici, la connessione sinergica con quelle legate allo sviluppo sia esso inteso in senso economico che sociale, fatto questo che lega ancora di più la conservazione alla gestione e alla pianificazione territoriale.

Fa notare Ferroni come: *"L'impegno assunto con la "Carta di Siracusa" dai Ministri dell'ambiente dei Paesi partecipanti (Italia, Francia, Germania, Stati Uniti, Gran Bretagna, Giappone, Canada e Russia) insieme ad altri Ministri che hanno accompagnato i lavori (Australia, Brasile, Cina, Repubblica Ceca, Egitto, India, Indonesia, Messico, Repubblica di Corea, Sud Africa, Svezia) è l'indicatore più rappresentativo dell'acquisita consapevolezza da parte dei Governi del legame esistente tra la stabilità dei sistemi naturali e dei processi ecologici e la stabilità dei mercati, l'accesso equo alle risorse naturali, il benessere dell'uomo.*

*La "Carta di Siracusa" fa riferimento ai tre temi oggi all'ordine del giorno nel dibattito internazionale sulla conservazione della biodiversità: il mantenimento e la valutazione economica dei servizi degli ecosistemi, le relazioni tra cambiamenti climatici e la perdita di biodiversità, il rapporto tra economia, business e conservazione della biodiversità. Il tutto con una evidente proiezione ai target post 2010 che saranno l'oggetto del dibattito e confronto in sede internazionale nel corso dell'anno dedicato alla biodiversità. La "Carta di Siracusa" sollecita i paesi firmatari a "sviluppare linee politiche sinergiche" per la conservazione della biodiversità, anche in relazione al contributo che questa può fornire per l'adattamento e la mitigazione del cambiamento climatico a livello locale, nazionale e globale. L'impegno riguarda "azioni relative all'adattamento al cambiamento climatico degli ecosistemi naturali e gestiti" perché "un adattamento spontaneo non è*



*sufficiente a lungo termine”. La Carta affronta anche direttamente il tema della conservazione e uso sostenibile della biodiversità con l’obiettivo di migliorare la gestione delle risorse idriche, delle foreste, dell’agricoltura, delle aree costiere e marine, e lo sviluppo delle infrastrutture, con l’inclusione dell’uso di tecnologie avanzate con la garanzia di un adeguato trasferimento ai paesi in via di sviluppo.*

*La Carta di Siracusa indica la “necessità di rafforzare i nostri sforzi per conservare e gestire in modo sostenibile sia la biodiversità sia le risorse naturali”, servono per questo “appropriati programmi e azioni tempestive, volti a rafforzare la resilienza degli ecosistemi” prendere in considerazione gli elementi che causano la perdita di biodiversità nella definizione del contesto successivo all’obiettivo del 2010, una strategia di comunicazione per l’attuazione del contesto post-2010, una riforma ambientale per integrare la biodiversità nei processi politici con particolare attenzione alle condizioni dei Paesi in via di sviluppo”. (Ferroni, 2010). Ma soprattutto il documento collega in modo chiaro e inequivocabile la biodiversità con altri contesti problematici importanti come la difesa dai cambiamenti climatici e la regolazione delle economie<sup>1</sup> in funzione del mantenimento delle funzionalità ecologiche come opportunità per le economie e come costo per la società se ciò non accadesse.*

## **2.2. Biodiversità e reti ecologiche nelle politiche di governo del territorio in Europa**

Le decisioni della Comunità Europea si inseriscono nel quadro appena descritto e ne sono conseguenza, il punto iniziale dell’inserimento nel contesto politico

---

<sup>1</sup> Si legge nel testo della Carta di Siracusa, sezione Biodiversità, economie e business: *“Promuovere la costituzione, la ristrutturazione e la gestione efficace di aree protette e la loro connettività ecologica quale strumento essenziale per la continuità dei flussi dei servizi e delle funzioni degli ecosistemi”* in una interessante sovrapposizione di temi legati allo sfruttamento del territorio e conservazione della connettività ecologica.

riportato può collocarsi temporalmente nel 1994, anno in cui veniva presentata dal Consiglio d'Europa<sup>2</sup> la Strategia Pan - Europea per la diversità biologica e paesaggistica (PEBLDS).

La principale caratteristica della PEBLDS è di sicuro quella di essere stata “... *la prima risposta unitaria alla scala europea alla CBD, proposta nell'ambito della Dichiarazione di Maastricht per la conservazione in Europa (Natural Heritage, 1993) e stata approvata nel 1995 dalla 3° Conferenza europea dei Ministri dell'Ambiente (Sofia) e si pone l'obiettivo dell'integrazione della Convenzione di Berna con la CBD e le altre iniziative e programmi esistenti. La PEBLDS propone una “visione” a 20 anni per la conservazione della biodiversità e del paesaggio in Europa, da conseguire attraverso cinque Piani di Azione quadriennali (1996-2016).*” (Ferroni, 2010).

A otto anni dalla sua “nascita” la strategia europea è stata aggiornata per essere coerente con le decisioni prese durante la seconda conferenza intergovernativa “Biodiversità in Europa” (Budapest 2002), che osserva come l'inclusione degli obiettivi di conservazione della biodiversità in tutte le politiche economiche e finanziarie e di pianificazione spaziale è la chiave per uno sviluppo sostenibile in Europa, definendo in tal modo la necessità di accrescere l'integrazione con le altre iniziative europee per la conservazione della biodiversità e del paesaggio, in particolare la prima Strategia dell'Unione Europea per la Biodiversità (1998) e la Convenzione Europea del Paesaggio (2000). Considera Ferroni come “*La PEBLDS così aggiornata sottolinea, per la prima volta a livello europeo, la stretta relazione esistente tra biodiversità e paesaggio e si pone l'obiettivo di colmare le lacune e risolvere, attraverso la cooperazione e collaborazione tra le organizzazioni governative e non governative, i problemi che impediscono l'attuazione d'iniziative efficaci in grado di raggiungere gli obiettivi auspicati. L'integrazione della conservazione della biodiversità e del paesaggio in tutti i settori economici e sociali e*

---

<sup>2</sup> Va notato che tale atto è stato compiuto in collaborazione con altre organizzazioni internazionali (UNEP, IUCN, ECNC-Centro europeo per la conservazione, Ufficio della Convenzione di Ramsar, Segretariato della Convenzione di Berna).

*l'aumento della partecipazione del pubblico diventano le nuove priorità della PEBLDS.*" (Ferroni, 2010).

L'impegno degli Stati membri all'attuazione della PEBLDS dopo la quinta conferenza ministeriale "Ambiente per l'Europa" (Kiev 2003), che adotta una risoluzione ministeriale sulla biodiversità che fissa precisi target per l'istituzione della PEEN e approva una dichiarazione sulla medesima, e vede la PEBLDS decidere di istituire la rete ecologica costiera e marina europea, si concretizza con il Piano Strategico per la Conservazione della diversità biologica (*Strategic Plan for the Convention on Biological Diversity*) e la definizione di sette Piani di Azione tematici<sup>3</sup> tra cui il più importante ai fini della dissertazione sulle reti ecologiche è il Piano d'Azione per la rete ecologica Pan-Europea (*Pan-European Ecological Network - PEEN*), che costituisce una componente chiave della strategia pan-europea sulla diversità biologica e del paesaggio lanciata nella conferenza di Sofia del 1995. La strategia introduce uno schema di coordinamento e unificazione per dare forza alle esistenti iniziative, e si propone di integrare, in tutte le politiche socioeconomiche rilevanti, la considerazione degli aspetti ecologici.

La PEEN è da intendersi quindi sia come rete fisica attraverso la quale sono stati conservati ecosistemi, habitat, specie, paesaggi e altri elementi naturali caratteristici d'importanza europea, sia come vero e proprio strumento di coordinamento attraverso il quale i partner hanno potuto sviluppare ed attuare azioni di cooperazione. La PEEN si basa su una serie d'iniziative già esistenti, compresa la rete Natura 2000, la rete europea delle riserve biogenetiche, EECONET, la Convenzione di Berna (Rete Smeraldo) e il Diploma europeo delle aree protette, nonché sulla Convenzione di Bonn e sulle reti ecologiche già in fase di sviluppo in molti paesi a livello nazionale e regionale.

---

<sup>3</sup> Questi sono: Piano d'Azione per le foreste, Piano d'Azione per l'agricoltura, Piano d'Azione per la rete ecologica Pan-Europea (PEEN), Piano d'Azione per le specie esotiche invasive, Piano d'Azione per finanziare la biodiversità, Piano d'Azione per il monitoraggio della biodiversità e gli indicatori, Piano d'Azione per la partecipazione e la sensibilizzazione del pubblico.

Infatti il risultato più significativo della PEBLDS può essere individuato nell'aver stimolato lo sviluppo delle reti ecologiche a livello europeo, nazionale e regionale, promuovendo un programma decennale per la realizzazione di una Rete Ecologica Pan-Europea (Ferroni, 2010).

In riferimento alla rete ecologica, la Conferenza di Kiev (2003), aveva indicato come parte della risoluzione sulla biodiversità (paragrafi 4 e 5) i seguenti obiettivi specifici:

- Entro il 2006 tutti gli Stati della regione paneuropea avrebbero dovuto identificare gli elementi costitutivi della PEEN (*Pan-European Ecological Network*), le aree centrali, le zone di restauro, i corridoi e le zone cuscinetto, come contributo europeo per una Rete Ecologica globale.
- Entro il 2008, tutte le principali componenti della rete ecologica sarebbero state adeguatamente conservate e la Rete Ecologica Pan-Europea avrebbe dovuto fornire orientamenti per tutti gli usi principali del suolo e per le politiche di pianificazione a livello internazionale, nazionale e regionali, nonché per attività rilevanti dei settori economici e finanziari.

Altrettanto importante risulta il Piano d'Azione per l'agricoltura. Questo porta, come fondamentale contributo alla gestione e difesa della biodiversità, l'identificazione delle aree agricole ad elevato valore naturalistico (HNV) come strumento per l'integrazione della biodiversità nei settori maggiormente connessi al governo del territorio destinato alla produzione agricola e in generale extra-urbano<sup>4</sup>. Vengono infatti individuati i terreni agricoli di elevato valore naturalistico come la matrice territoriale principale su cui intervenire con azioni di conservazione, ripristino e restauro ecologico per la creazione delle reti ecologiche attraverso il mantenimento o il ripristino delle "infrastrutture verdi" del territorio (Ferroni, 2010).

<sup>4</sup> Per un approfondimento si veda "Aree Agricole ad alto valore naturale: dall'individuazione alla gestione" - --ISPRA- Manuali e linee guida: 62/2010, pubblicato nel luglio 2010 e "Indicatori di Biodiversità per la sostenibilità in Agricoltura - Linee guida, strumenti e metodi per la valutazione della qualità degli agro ecosistemi" ISPRA, 2009.

Come contributo all'attuazione della CBD e della PEBLDS l'Unione Europea ha approvato una prima Strategia per la biodiversità nel 1998, modificandola poi nel dicembre 2006, dopo un lungo processo di verifica, revisione e confronto con i principali *stakeholders*, adottando la nuova Strategia per arrestare la perdita di biodiversità, dal titolo: "Arrestare la perdita di biodiversità entro il 2010 e oltre. Sostenere i servizi ecosistemici per il benessere umano", la stretta relazione tra questa e il *Millennium Ecosystem Assessment* (MA) è chiara dal costante riferimento a tale studio, si legge infatti: *"Secondo la MA, gli ecosistemi europei hanno subito una maggiore frammentazione di origine antropica rispetto a quelli di tutti gli altri continenti ... Inoltre, sono in atto cambiamenti ancora sconosciuti ma potenzialmente significativi nelle forme di vita inferiori, compresa la diversità di invertebrati e di popolazioni microbiche. Infine, molte specie un tempo comuni oggi presentano una diminuzione della popolazione. Questa perdita di specie e il calo in termini numerici sono spesso abbinati ad una perdita sensibile di diversità genetica."*

Vengono inoltre definite le minacce alla biodiversità: *"I principali fattori di pressione e le cause che determinano questo fenomeno sono ormai ben noti. La pressione principale è rappresentata dalla frammentazione, dal degrado e dalla distruzione degli habitat causati dal cambiamento nell'utilizzo del suolo che, a sua volta, è dato dalla conversione, dall'intensificazione dei sistemi di produzione, dall'abbandono delle pratiche tradizionali (che spesso erano compatibili con la biodiversità), dalle opere di edificazione..."*.

La nuova Strategia comunitaria è basata su quattro settori principali nell'ambito dei quali sono definiti dieci obiettivi prioritari da raggiungere mediante centocinquanta tra azioni e altri provvedimenti. Tali obiettivi emergono dagli obblighi specifici che incombono sull'Unione Europea e sui singoli Stati membri in virtù della CBD.

Sinteticamente sono riportati il settore e gli obiettivi che propone:

Settore 1: La biodiversità nell'UE:

- Salvaguardare gli habitat e le specie più importanti dell'UE

- Conservare e ripristinare la biodiversità e i servizi ecosistemici nel contesto rurale dell'UE
- Conservare e ripristinare la biodiversità e i servizi ecosistemici nell'ambiente marino dell'UE
- Rafforzare la compatibilità tra lo sviluppo regionale e territoriale e la biodiversità all'interno dell'UE
- Ridurre sensibilmente l'impatto delle specie esotiche invasive e dei genotipi esotici sulla biodiversità dell'UE

#### Settore 2: La biodiversità nell'UE e nel mondo

- Rafforzare sensibilmente l'efficacia della governance internazionale per la biodiversità e i servizi ecosistemici
- Potenziare notevolmente il sostegno alla biodiversità e ai servizi ecosistemici nell'ambito dell'assistenza esterna dell'UE
- Ridurre drasticamente l'impatto degli scambi internazionali sulla biodiversità e i servizi ecosistemici su scala planetaria

#### Settore 3: Biodiversità e cambiamenti climatici

- Sostenere l'adattamento della biodiversità ai cambiamenti climatici

#### Settore 4: La base di conoscenze

- Potenziare in maniera sostanziale la base di conoscenze per la conservazione e l'uso sostenibile della biodiversità, all'interno dell'UE e nel mondo

Sono proposte inoltre quattro misure di sostegno principali:

- Garantire un finanziamento adeguato
- Rafforzare il processo decisionale dell'UE in materia di biodiversità
- Creare partnership
- Istruzione, sensibilizzazione e partecipazione del pubblico

Come nota Ferroni: *“Con questa nuova Strategia il Consiglio europeo sollecita inoltre gli Stati membri dell'UE a rafforzare ulteriormente l'integrazione degli obiettivi relativi alla biodiversità ed ai servizi ecosistemici in politiche e programmi di tutti i settori pertinenti.*

*La Strategia della UE enfatizza il ruolo della rete Natura 2000, come principale strumento per la tutela delle specie e degli habitat, e raccomanda in più punti di “valutare e aumentare sostanzialmente coerenza, connettività e resilienza della rete di aree protette (siti Natura 2000 e non) considerando, ove opportuno, strumenti quali aree cuscinetto, corridoi e aree di sosta temporanea (stepping stones) oltre ad interventi a supporto della biodiversità nell’ambiente più in generale” (in particolare in relazione al contesto rurale della UE, all’ambiente marino e all’adattamento della biodiversità ai cambiamenti climatici).*

*Altro obiettivo strategico era, “conservare e ripristinare i servizi ecosistemici e della biodiversità nel contesto rurale della UE” indica come obiettivo principale l’arresto della perdita di biodiversità entro il 2010 e un “sostanziale miglioramento” entro il 2013.*

*Per conseguire questo obiettivo la Strategia UE indicava come obiettivi della politica ambientale degli Stati membri la riduzione dei rischi per la biodiversità del suolo entro il 2013. In particolare entro il 2009 dovevano essere identificate le aree geografiche a rischio per i fattori che influenzano la biodiversità del suolo (tra cui impermeabilizzazione, perdita di sostanza organica, erosione, ecc.), indicando anche un’azioni specifiche come “definire criteri e identificare aree agricole e forestali ad elevato valore naturalistico minacciate dalla perdita di biodiversità (con particolare attenzione alle coltivazioni estensive e ai sistemi di selvicoltura a rischio d’intensificazione o di abbandono, o già soggetti ad abbandono) e programmare ed attuare interventi per conservare e/o ripristinare lo stato di conservazione”.*

*Altro richiamo importante presente nella Strategia UE, connesso al governo del territorio, è l’adeguata considerazione della conservazione della biodiversità nella VAS (Valutazione Ambientale Strategica) che una specifica Direttiva comunitaria impone praticamente per tutti i piani e programmi settoriali connessi all’utilizzo del territorio e delle risorse naturali.*

*La Strategia dell’Unione Europea si basa in sintesi sui seguenti pilastri:*

- la rete Natura 2000;*

- *le infrastrutture verdi nell’ambito della matrice territoriale rappresentata in particolare dagli agro-ecosistemi;*
- *l’integrazione degli obiettivi di conservazione della biodiversità nei diversi settori pertinenti, sia attraverso l’adeguata programmazione delle risorse finanziarie del bilancio comunitario, sia attraverso l’attuazione degli strumenti di valutazione degli interventi.”* (Ferroni, 2010).

La Strategia comunitaria non è vincolante per i singoli Stati membri ma è comunque sostenuta da alcune Direttive comunitarie che impongono agli Stati membri azioni coerenti e funzionali al raggiungimento degli obiettivi indicati. In particolare è utile ricordare le seguenti Direttive relative alla conservazione della biodiversità e delle risorse naturali o, a vario titolo, direttamente connesse con questi temi:

- Direttiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio, del 30 novembre 2009, concernente la conservazione degli uccelli selvatici, che aggiorna e sostituisce la direttiva 79/409/CEE del Consiglio, del 2 aprile 1979.
- Direttiva 92/43/CEE del Parlamento Europeo e del Consiglio, del 21 maggio 1992, relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche.
- Direttiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio, del 17 giugno 2008 che istituisce un quadro per l’azione comunitaria nel campo della politica per l’ambiente marino (direttiva quadro sulla strategia per l’ambiente marino)
- Direttiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio, del 23 ottobre 2000, che istituisce un quadro per l’azione comunitaria in materia di acque.
- Direttiva 2008/105/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio, del 16 dicembre 2008 relativa a standard di qualità ambientale nel settore della politica delle acque, recante modifica e successiva abrogazione delle direttive del Consiglio 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE,



84/491/ CEE e 86/280/CEE, nonché modifica della direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio.

- Direttiva 2009/128/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio, del 21 ottobre 2009 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria ai fini dell'utilizzo sostenibile dei pesticidi.
- Direttiva 1997/11/CE del Consiglio, del 3 marzo 1997, che modifica la direttiva 85/337/CEE concernente la valutazione dell'impatto ambientale di determinati progetti pubblici e privati.
- Direttiva 2001/42/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio, del 27 giugno 2001 concernente la valutazione degli effetti di determinati piani e programmi sull'ambiente.
- Direttiva 2004/35/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio, del 21 aprile 2004, sulla responsabilità ambientale in materia di prevenzione e riparazione del danno ambientale.
- Direttiva 2001/18/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio, del 12 marzo 2001, sull'emissione deliberata nell'ambiente di organismi geneticamente modificati e che abroga la direttiva 90/220/ CEE del Consiglio
- Direttiva 2003/35/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio, del 26 maggio 2003, che prevede la partecipazione del pubblico nell'elaborazione di taluni piani e programmi in materia ambientale e modifica le direttive del Consiglio 85/337/CEE e 96/61/CE relativamente alla partecipazione del pubblico e all'accesso alla giustizia.

Le valutazioni dell'Agenzia Europea per l'Ambiente (EEA) hanno ormai dimostrato il fallimento dell'obiettivo strategico di “arrestare la perdita di biodiversità entro il 2010” e sottolineato l'esigenza di ulteriori sforzi politici di ampia portata da parte di tutti gli Stati membri per rilanciare la sfida della conservazione della biodiversità. Dalle valutazioni sullo stato di conservazione delle specie e degli habitat emerge che, in Europa, nonostante alcuni importanti risultati positivi, la situazione complessiva ha continuato a

deteriorarsi, e, per quanto riguarda i servizi ecosistemici, i dati forniti dalla EEA dimostrano come stia diminuendo la capacità di alcuni suoli dei terreni arabili di stoccare il carbonio, capacità che dipende molto dalla biodiversità dei suoli stessi.

La Commissione UE ha evidenziato le cinque principali carenze nell'applicazione della Strategia, in varia misura attribuibili ai diversi Stati membri, che sono alla base del fallimento del Target 2010 nel documento *Progress towards the European 2010 biodiversity target* e queste sono efficacemente trattate da Ferroni (Ferroni, 2010):

*“Carenze nell’attuazione della rete Natura 2000: i siti della rete Natura 2000 (ZPS e SIC) occupano il 17% del territorio dell’Unione Europea (percentuale che sale al 19% per il territorio italiano) e rappresentano il maggior risultato conseguito dall’applicazione delle due principali Direttive UE per la biodiversità (uccelli e habitat). Si registrano comunque ritardi e problemi di attuazione nella gestione efficace della rete, in gran parte determinati da risorse umane e finanziarie insufficienti.*

*Carenze a livello politico e strategico: in particolare si evidenzia l’esigenza di rafforzare a livello comunitario le politiche in materia di tutela del suolo, per la quale esistono attualmente solo alcune indicazioni legate alla condizionalità introdotta dalla Politica Agricola Comune (auspicando per questo in tempi brevi l’approvazione della proposta di Direttiva UE sul tema) e in materia di contrasto delle specie invasive. La problematica dei servizi ecosistemici non viene inoltre trattata in modo adeguato nell’attuale Strategia UE, sottolineando per questo l’esigenza di perseguire politiche di governo del territorio anche al di fuori degli ambiti sottoposti a tutela. Un primo contributo per affrontare con maggiore efficacia il tema del mantenimento dei servizi degli ecosistemi dovrebbe essere disponibile, entro la fine del 2010, attraverso una prima serie di mappe biofisiche dei servizi ecosistemici nel territorio dell’Unione Europea, mentre l’Agenzia Europea dell’Ambiente dovrebbe ultimare l’attività di auditing e misurazione dei servizi ecosistemici. Inoltre, se da un lato le normative dell’UE contribuiscono a garantire la*

*massima riduzione degli impatti ambientali dovuti allo sviluppo di infrastrutture e all'assetto territoriale in ambito UE, si potrebbero ottenere benefici ancora maggiori se si mettesse in atto un miglior coordinamento, secondo il principio di sussidiarietà, con lo sviluppo e gli investimenti nelle cosiddette "infrastrutture verdi" nell'83% del territorio dell'UE che non è compreso nella rete Natura 2000. Per "infrastruttura verde" la Commissione UE intende la rete interconnessa di zone naturali, quali i terreni agricoli, gli itinerari verdi (greenways), le zone umide, le riserve forestali e le zone marine che naturalmente regolano i flussi delle precipitazioni, la temperatura, il rischio di alluvioni e la qualità delle acque, dell'aria e degli ecosistemi. Un approccio di questo tipo richiederebbe il ripristino degli ecosistemi, nei limiti del possibile, per rafforzarne la resilienza e sostenere i servizi fondamentali che essi offrono, realizzando nel contempo gli obiettivi di conservazione e consentendo ai territori degli Stati membri di adattarsi ai cambiamenti climatici. La Commissione UE intende promuovere e sostenere per questo lo scambio di buone pratiche, che sarà un punto di partenza nell'ambito della Strategia UE sull'infrastruttura verde che dovrebbe essere formulata dopo il 2010.*

*Carenze di dati e di conoscenze: nonostante significativi progressi permangono molte lacune, a tutti i livelli, sullo stato delle conoscenze, informazioni e dati sullo stato della biodiversità e sui principali fattori di minaccia. Per la raccolta, l'analisi e la convalida dei dati non è stato applicato un approccio globale posto che la biodiversità è un insieme complesso che non può essere ridotto ad un'unica variabile e impone invece la formulazione di una serie d'indicatori interdipendenti. Sono comunque in fase di sviluppo degli indicatori europei che, insieme ai dati raccolti per l'attuazione della direttiva Habitat, sono verosimilmente i più avanzati al mondo. A giugno 2010 l'Agenzia Europea dell'Ambiente formulerà il primo parametro di riferimento dell'UE per la biodiversità, varerà un sistema d'informazione sulla biodiversità per l'Europa (Biodiversity Information System for Europe - BISE) e preparerà un piano strategico per colmare le lacune, soprattutto riguardo agli indicatori*

*relativi agli ecosistemi e ai servizi ecosistemici. Anche l'Italia, su iniziativa del Ministero dell'Ambiente, intende promuovere un sistema innovativo per raccogliere e condividere le informazioni sulla biodiversità, attraverso la nascita del Network Nazionale della Biodiversità (NNB), con la finalità di creare una rete di dialogo tra le Istituzioni, la ricerca scientifica ed i professionisti, basata su strumenti che renderanno omogenei, accessibili e fruibili i dati utili per valutare lo stato di conservazione della biodiversità. Collaborazioni più intense tra i centri di ricerca italiani ed europei all'interno delle "biodiversity virtual research communities" e l'uso delle più avanzate tecnologie ICT dovrebbero infatti contribuire a migliorare la diffusione delle informazioni più aggiornate sulla biodiversità, rendendole utili sia per la ricerca pura, che per quella applicata sulla base della interoperabilità. A livello mondiale l'Unione Europea appoggia inoltre le iniziative per istituire una Piattaforma intergovernativa sulla biodiversità ed i servizi ecosistemici (Inter-Governmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services - IPBES) sull'onda del successo ottenuto dal Gruppo intergovernativo sui cambiamenti climatici (IPCC). La piattaforma dovrebbe creare un forte sostegno alle Strategie nazionali convalidando i dati scientifici esistenti e dovrebbe contribuire ad accogliere ed integrare le problematiche della conservazione della biodiversità ed il mantenimento dei servizi ecosistemici nei processi di elaborazione delle politiche e programmi di settore.*

*Carenze nell'integrazione della biodiversità nei diversi settori economici pertinenti: molti interventi realizzati per affrontare problemi in settori economici e sociali, da parte degli Stati membri, in particolare dalle rispettive unità amministrative territoriali come le Regioni nel caso dell'Italia, si sono rivelati incompatibili con gli obiettivi di conservazione della biodiversità e anzi hanno avuto spesso effetti perversi e negativi. Nelle politiche di settore si tende a non considerare i benefici connessi alla presenza di ecosistemi resilienti. Sono per questo necessari correttivi nei processi di programmazione e valutazione da parte della Commissione UE dei programmi di settore presentati dai diversi Stati e dalle Regioni, identificando inoltre indicatori*

*chiari per quantificare i progressi. Infine, le politiche a favore della biodiversità e le politiche in altri settori devono essere coerenti e supportarsi reciprocamente. Sarà fondamentale per questo nella futura programmazione 2014 - 2020 rafforzare la politica di sviluppo rurale nell'ottica di sviluppare servizi eco sistemici puntando a preservare e potenziare un'agricoltura ed una silvicoltura di alto valore naturalistico nel contesto della PAC. sarà inoltre importante ottimizzare l'utilizzo dei fondi strutturali, facendo leva sulle complementarità e sulle sinergie tra vari "programmi" comunitari ed altri strumenti di cofinanziamento per promuovere gli obiettivi di conservazione della biodiversità in tutte le regioni dell'Unione Europea.*

*Carenze dei finanziamenti: le risorse economiche che l'Unione Europea e i diversi Stati membri hanno attribuito alla conservazione della biodiversità sono risultate insufficienti per affrontare la complessità della sfida dettata dall'obiettivo 2010. Per evitare di pianificare un nuovo fallimento con la Strategia post-2010 sarà necessario quantificare adeguatamente i finanziamenti necessari per la realizzazione delle azioni prioritarie per la conservazione della biodiversità, tenendo conto in particolare dei benefici in termini di benessere offerti dagli ecosistemi. Per quanto riguarda la rete Natura 2000, la Commissione UE sta già procedendo ad una valutazione del fabbisogno finanziario per la loro gestione sulla base dei dati forniti dagli Stati membri; l'obiettivo è ottenere un quadro preciso dell'entità di tale fabbisogno e di come risulta distribuito tra i diversi Paesi. Dalle prime stime risulterebbe soddisfatto solo il 20% del fabbisogno totale dei finanziamenti necessari alla gestione delle zone protette in Europa. Per quanto riguarda questo aspetto gli Stati membri, in particolare quelli dove sono presenti vaste superfici di terreni agricoli ad "elevato valore naturalistico" ricchi di biodiversità, dovrebbero avvalersi con maggiore sistematicità delle opportunità offerte dai finanziamenti nell'ambito dello sviluppo rurale destinati alle misure agro-ambientali. La legislazione ambientale europea ha inoltre già fatto propri due principi importanti: "chi inquina paga" e il "recupero integrale dei costi", questi principi opportunamente recepiti ed*

*attuati dalle normative nazionali potrebbero rendere disponibili significative risorse finanziarie per attuare con efficacia le Strategie nazionali ed i Piani di Azione a livello regionale. Un altro aspetto importante da promuovere e sviluppare sarà il riconoscimento economico dei servizi forniti dagli ecosistemi alle economie e comunità. Secondo un principio di equità dovrebbero essere incentivate misure fiscali per il pagamento dei servizi ecosistemici, finalizzate a premiare i soggetti pubblici e privati il cui territorio o terreni forniscono i servizi fondamentali per il mantenimento dell'economia e dei servizi per il benessere umano, rispetto a quelli che beneficiano di tali servizi. Un esempio per tutti è il giusto riconoscimento economico per il mantenimento delle risorse idriche, riconoscendo da una parte l'acqua come un bene pubblico non privatizzabile e dall'altra assicurando il giusto riconoscimento economico alle Amministrazioni dei territori che conservando le foreste, evitando la cementificazione del suolo, garantendo la manutenzione del reticolo idrografico minore, assicurano la conservazione e la disponibilità della risorsa.”*

Pur non avendo raggiunto l'obiettivo atteso, la Strategia comunitaria ha comunque dato avvio a processi e programmi che hanno creato i presupposti per rendere nell'immediato futuro realistico questo ambizioso obiettivo.

La stessa comunicazione che ha definito le principali carenze, individua quattro possibili opzioni, con diversi livelli di ambizione, per la definizione dell'obiettivo chiave per il 2020 :

- Opzione 1 : ridurre in maniera significativa, entro il 2020, il tasso di perdita della biodiversità e dei servizi ecosistemici nell'UE
- Opzione 2 : arrestare, entro il 2020, la perdita della biodiversità e dei servizi ecosistemici nell'UE .
- Opzione 3 : arrestare, entro il 2020, la perdita della biodiversità dei servizi ecosistemici nell'UE e, nei limiti del possibile, ripristinarli .
- Opzione 4 : arrestare, entro il 2020, la perdita della biodiversità dei servizi ecosistemici nell'UE, nei limiti del possibile ripristinarli e

incrementare il contributo dell'UE per evitare la perdita di biodiversità a livello mondiale.

L'Unione europea, con la risoluzione del Consiglio del 15 marzo, ha adottato la quarta opzione per il post 2010, la più impegnativa e ambiziosa ispirandosi alla seguente “visione” al 2050: “La biodiversità e i servizi ecosistemici - il capitale naturale mondiale - devono essere preservati, valutati e, nei limiti del possibile, ripristinati per il loro valore intrinseco in modo che possano continuare a sostenere la prosperità economica e il benessere umano ed evitare mutamenti catastrofici legati alla perdita di biodiversità”.

### ***2.3. Il prossimo panorama nazionale: la Strategia nazionale per la Biodiversità***

L'elaborazione di una Strategia Nazionale per la Biodiversità si colloca nell'ambito degli impegni assunti dall'Italia con la ratifica della Convenzione sulla Diversità Biologica (CBD, Rio de Janeiro 1992) avvenuta con la Legge n. 124 del 14 febbraio 1994, e si prefigge di integrare le esigenze di conservazione della biodiversità con lo sviluppo e l'attuazione delle politiche settoriali nazionali nonché di definire la *vision* per la conservazione della biodiversità nel prossimo decennio.

L'esperienza maturata a livello nazionale e regionale, basata su una informazione scientifica percepita come chiara e incontrovertibile, ha definito che i fattori che incidono sul funzionamento degli ecosistemi sono tali da rendere insufficiente un puro approccio conservazionistico alla Biodiversità (IV Rapporto nazionale per la Convenzione sulla Diversità Biologica, Valutazione finale dell'attuazione del Piano d'azione comunitario). Nel processo analitico devono essere presi in considerazione i fattori sociali, culturali ed economici: un esame integrato delle esigenze di conservazione e di sviluppo è la chiave di un nuovo approccio di sostenibilità in cui diversità biologica, economica e culturale giocano un ruolo fondamentale e sinergico per lo sviluppo equilibrato del Paese.

31

Per rendere cogente questa Strategia si rende necessario delineare una normativa nazionale di riferimento, attraverso l’emanazione di una “Legge quadro per la tutela della biodiversità”, che sancisca i principi fondamentali per la conservazione della biodiversità e unifichi tutta la normativa esistente in materia, individuando al contempo adeguate risorse economiche.

Il Titolo V della Costituzione attribuisce allo Stato la competenza legislativa esclusiva in materia di “Tutela dell’ambiente e degli ecosistemi” (Art. 117, comma II, lett. s Costituzione), mentre trasferisce alle Regioni e agli altri Enti Locali specifiche competenze gestionali nei diversi settori. Risulta pertanto evidente che nel nostro Paese un’adeguata attuazione dei principi generali della CBD ed in particolare dell’art.6 dovrà necessariamente avvenire attraverso una leale collaborazione tra lo Stato, le Regioni e le Province Autonome in relazione alle specifiche competenze loro attribuite nei diversi ambiti tematici.

Alle Regioni spetta quindi un ruolo centrale nell’attuazione della Strategia Nazionale per la biodiversità, attraverso la programmazione e la gestione delle attività nei principali settori che incidono sulla conservazione della natura.

In tal senso è utile prevedere la realizzazione di una Rete di Osservatori e/o Uffici regionali per la biodiversità, con il compito di favorire il necessario coordinamento delle attività di conservazione e di monitoraggio degli elementi della biodiversità e dei servizi ecosistemici.

Strumenti per l’attuazione della Strategia Nazionale potrebbero essere rappresentati da specifici Piani di Azione regionali per la biodiversità, che favorirebbero la necessaria integrazione tra gli obiettivi di sviluppo regionale e gli obiettivi di conservazione della biodiversità.

Per dare concreta attuazione alla Strategia Nazionale e ai Piani d’Azione regionali per la biodiversità è fondamentale inoltre assicurare adeguate risorse economiche a livello centrale e regionale.

## Il percorso della Strategia



A partire dalla fine del 2009 il MATTM ha avviato il processo di condivisione e partecipazione della bozza di Strategia prima con gli altri Ministeri e le Regioni e Province Autonome, successivamente con gli altri attori e soggetti interessati e la società civile.

Per promuovere un'ampia consultazione tra i diversi attori istituzionali, sociali ed economici interessati, il Ministero ha organizzato, con il supporto del WWF Italia e dell'Università di Roma "Sapienza", tre Workshop territoriali (Firenze 29 aprile, Padova 6 maggio, Napoli 13 maggio) ed uno dedicato alle Aree Protette (Saubaudia, PN del Circeo 11 maggio) con il supporto di Federparchi, per discutere la bozza di Strategia e raccogliere valutazioni e contributi per condividerne la visione e migliorare la definizione degli obiettivi strategici, degli obiettivi specifici e delle priorità d'intervento per ognuna delle aree di lavoro.

I workshop hanno coinvolto oltre 500 partecipanti, in rappresentanza delle amministrazioni pubbliche, del mondo produttivo, delle Associazioni di categoria, delle Associazioni ambientaliste, delle tre principali organizzazioni sindacali di livello nazionale, esponenti del mondo Accademico e della Ricerca, singoli cittadini ed hanno permesso di raccogliere una significativa mole di contributi, di cui si è tenuto conto nella presente stesura della Strategia.

Questa prima fase del processo ha raggiunto un momento di massima espressione durante i lavori della Conferenza Nazionale sulla Biodiversità (Università di Roma "La Sapienza" 20-22 maggio 2010) articolati in due sessioni plenarie, tre tavoli tematici su "Servizi eco sistemici e prevenzione dei rischi ambientali", "Adattamento e mitigazione ai cambiamenti climatici", "Biodiversità, Green Economy, Innovazione Tecnologica" e due tavole rotonde su "Biodiversità e ricerca scientifica" e "Biodiversità, Green Economy, Innovazione".

Il 22 maggio, giornata mondiale della Biodiversità, il Ministro Stefania Prestigiacomo, alla presenza del Presidente della Repubblica Giorgio Napolitano e del Sottosegretario alla Presidenza del Consiglio Gianni Letta, ha

aperto i lavori della cerimonia conclusiva della Conferenza a cui sono intervenuti numerose personalità del mondo accademico e istituzionale.

Gli esiti dei lavori della Conferenza e il recepimento dei contributi pervenuti durante l'intero percorso di condivisione e partecipazione hanno permesso di giungere a questa nuova versione della Strategia Nazionale che, oltre all'inserimento di due nuove Aree di Lavoro, ha migliorato la definizione della Vision, la focalizzazione degli obiettivi prioritari e le modalità di attuazione e monitoraggio.

Il nuovo documento rappresenta il punto di partenza per l'iter di confronto istituzionale in Conferenza Stato-Regioni, sede in cui è stato approvato con la seduta del 7 ottobre 2010.

## **2.4. Modelli di rete e finalità**

### **2.4.1. Riferimenti europei**

Dopo la definizione del complesso quadro di obiettivi, strategie e politiche al livello europeo e nazionale prende forma il contesto in cui le reti ecologiche si inseriscono e quali obiettivi sono chiamate a perseguire.

Le reti ecologiche sono prioritariamente analizzate, ai fini del presente lavoro, nella loro veste di strumento di supporto alla pianificazione territoriale, assume perciò enorme rilevanza la questione del modello geometrico di riferimento attraverso cui considerare e progettare le reti. Il primo modello da definire è quello relativo ai concetti espressi dalla Comunità Europea, sia per questioni di ordine legislativo legate alla cogenza di alcune decisioni verso le scelte nazionali, sia per tenere conto dell'evoluzione nel tempo del concetto e dei modelli spaziali relativi.

Senza scendere nel dettaglio della storia dell'evoluzione del concetto di rete ecologica e del suo modello geografico (che sarà oggetto di più approfondite considerazioni nei capitoli seguenti) interessa in questo momento definire quale sia il modello territoriale di riferimento contenuto spesso implicitamente

nelle politiche europee e quando questo faccia il suo ingresso sulla scena istituzionale ufficiale.

Il confronto sulle politiche per la conservazione ha infatti una lunga storia che comincia in Nord America sul finire degli anni '60 con il fervente dibattito sulla geometria ottimale delle aree protette. È pionieristico il contributo di Preston alla discussione: *“A park can no doubt be “managed”, in some cases, so as to preserve certain particularly attractive species, but the total number of species must in the long run fall to a rather low level. The only remedy is to prevent the area from becoming an “isolate” by keeping open a continuous corridor with other preserved areas”* (Preston, 1962).

Il cosiddetto dibattito SLOSS (acronimo della domanda che animava tale discussione: *single large or several small?*) aveva infatti già definito che una delle migliori geometrie possibili per le aree protette, ove presenti molte di dimensioni ridotte, fosse quella che le vedeva collegate secondo il principio espresso da Diamond: *“If there are several disjunctive reserves, connecting them by strips of the protected habitat may significantly improve their conservation function at little further cost in land withdrawn from development. This is because species of the protected habitat can then disperse between reserves without having to cross a sea of unsuitable habitat.”* (Diamond, 1975).

Negli anni '80 il concetto di rete ecologica era già presente nel mondo occidentale e, sotto il principio della “ecostabilization” era già implementato nelle politiche di vari paesi della cortina di ferro come l'Estonia e la Lituania (Jongman, 2004)

Ma, relativamente all'Unione Europea, è nel 1993 che si deve situare la nascita “istituzionale” della rete ecologica come strumento per la pianificazione territoriale finalizzata alla salvaguardia della biodiversità.

È infatti durante la conferenza *“Conserving Europe's Natural Heritage: Towards a European Ecological Network”* che portò alla definizione del progetto EECONET e quindi alla nascita del progetto della Rete Ecologica Europea.

Omogeneizzando secondo i principi della *Landscape Ecology* di scuola nord americana i numerosi ed eterogenei progetti nazionali che già dagli anni '80 si andavano realizzando nei paesi del continente europeo a partire dall'Estonia (*Network of ecologically compensating areas*, 1983) e dalla Lituania con le aree di compensazione ambientale presentate nella luce delle infrastrutture ecologiche per il territorio, passando per il *Nature Policy Plan* redatto dal Ministero dell'Agricoltura olandese nel 1990 che definiva la *National Ecological Network* (Jonghman, 1995).

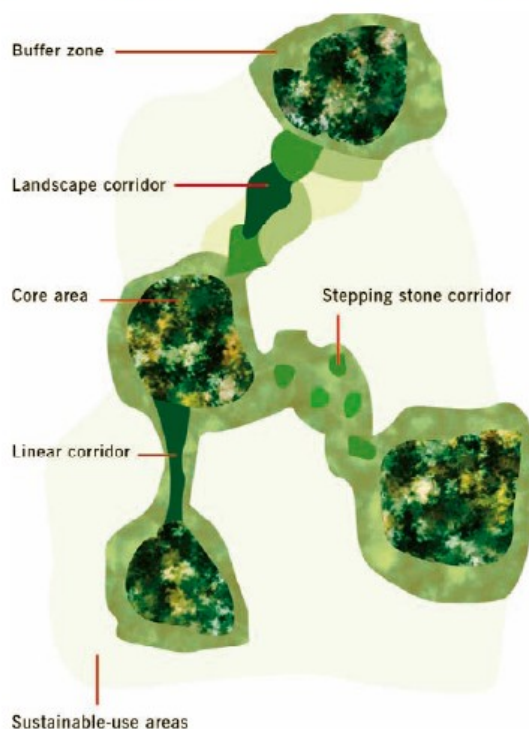
Il modello territoriale di riferimento per le politiche comunitarie per la conservazione della biodiversità è dunque sintetizzabile come modello di base da adottare per il disegno delle reti ecologiche, le esperienze italiane ed internazionali si sono rifatte in genere a quello proposto dal noto studio *Tentative Ecological Main Structure* (Bishop e Jongman pubblicato a Wageningen nel 1993) in cui le definizioni proposte per gli elementi ecologico-funzionali lo compongono sono: nuclei o (*core areas*), zone tampone o (*buffer zones*) e corridoi ecologici o (*ecological corridors*). Si legge: “i nuclei sono complessi di vegetazione naturale e semi-naturale che funzionano come habitat ottimale per molte specie e che sono caratteristici di una zona biogeografia ovvero di un importante ambiente europeo. Le zone tampone sono aree particolari in cui è possibile eliminare gli eccessi di nutrienti, assorbire i cambiamenti di qualità delle acque e digerire l'impatto delle attività ricreative verso le parti di territorio meno sensibili. I corridoi ecologici sono zone, strutture di paesaggio o passaggi artificiali creati dall'uomo che contribuiscono alla dispersione o alla migrazione di specie tra diversi nuclei centrali attraverso territori più o meno ostili”.

La definizione della PEEN (COE-UNEP-ECNC 1996) ha accolto tale schema di base e, pur mantenendone l'impianto concettuale, l'ha ampliato: “*The network will be built up from the following elements: core areas to conserve ecosystems, habitats, species and landscapes of European importance; corridors or stepping stones, where these will improve the coherence of natural systems; restoration areas, where damaged elements of ecosystems,*

*habitats and landscapes of European importance need to be repaired or certain areas completely restored; buffer zones, which support and protect the network from adverse external influences”.*

I corridoi (intesi come linee continue) possono dunque essere sostituiti da *stepping stones* (termine traslato direttamente dalla Teoria della Biogeografia delle Isole di McArthur e Wilson del 1967, capitolo 6) ovvero serie di unità di appoggio immerse in una matrice differente; si aggiungono esplicitamente le *restoration areas*, ovvero aree frutto di interventi di rinaturazione, o comunque di riqualificazione coerente con le finalità della rete ecologica. Si evidenzia anche il ruolo non solo delle specie ma anche del paesaggio (o meglio del *landscape*, termine quasi ma non completamente equivalente al nostro “paesaggio”), sia nella scelta delle aree centrali che in quelle di riqualificazione.

**Figure 1.1.** Diagrammatic representation of the spatial configuration of an ecological network



Fonte: Bennett, 2004

Gli elementi costitutivi della rete devono però essere intesi come categorie di funzioni più che come forme determinate, infatti la contestualizzazione territoriale della rete ha bisogno di potersi muovere all'interno di tali categorie per definire quali porzioni di territorio possono rispondere alle funzioni che ciascuna è chiamata ad esplicare.

Quindi la nomenclatura per le aree facenti parte di una rete ecologica è più correttamente definita in conseguenza alla loro capacità di svolgere determinate funzioni: se di rilevante estensione e ospitanti popolazioni *source* (*core areas*), se con un ruolo di mitigazione di pressioni e impatti da effetto margine (*buffer zones*) o se funzionali alla dispersione e al mantenimento della connettività tra popolazioni (*corridors, stepping stones*).

#### **2.4.2. Modelli che scaturiscono dalla strategia nazionale**

Il panorama nazionale è in questo particolare momento in una fase di profondo cambiamento e il fulcro di tale evoluzione è proprio rappresentato dalla Strategia Nazionale per la Biodiversità. Nella seduta del 7 ottobre 2010, infatti, è stata siglata l'”

Intesa sulla «Strategia nazionale per la biodiversità», predisposta dal Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e dei mare ai sensi dell'art . 6 della Convenzione sulla diversità biologica, fatta a Rio de Janeiro il 5 giugno 1992 e ratificata dall'Italia con la legge 14 febbraio 1994, n . 124.”, che sancisce la riconosciuta comunità degli intenti sul tema. Nel documento di Intesa, viene, da parte dei rappresentanti delle Regioni e delle Province autonome “acclarata l'importanza delle «reti ecologiche» quali strutture territoriali essenziali per una pianificazione urbanistica coerente con la Strategia e per ogni programmazione settoriale” definendo istituzionalmente un ruolo importantissimo e senza precedenti nel nostro paese alle reti ecologiche.

Nel documento oggetto di intesa si trovano rappresentate tutte le più recenti posizioni teoriche e l'articolazione in quindici aree di lavoro ha consentito, sebbene con qualche difficoltà, un'analisi finalizzata a determinare quali tratti

debba avere un eventuale modello di rete ecologica concorde con i principi espressi, adeguato alle minacce che questo vuole affrontare e agli obiettivi che si pone.

Le domande a cui si è cercato di dare risposta sono essenzialmente: l'Italia si avvarrà dello strumento delle reti ecologiche? Quale forma e quali obiettivi avranno? A quale modello si ispireranno? Si può immaginare uno scenario progettuale a partire dalla strategia nazionale?

Una volta compresa la complessità del contesto normativo internazionale in cui si colloca la strategia nazionale, la lettura del documento è stata approfondita mediante la tecnica di analisi del contenuto affiancata ad una rudimentale analisi delle contingenze (Losito, 2002) trattando simultaneamente gli aspetti quantitativi e qualitativi del testo, con l'obiettivo di indagare quale "geometria" di rete ecologica si possa estrapolare dalle indicazioni e dalle priorità delineate dalla strategia nazionale per la biodiversità.

Le unità d'analisi sono state i concetti di "reti/e ecologiche/a", "corridoi/o", "connettività [ecologica n.d.r.]" e "frammentazione [ecologica n.d.r.]".

Il primo passo è stato un'analisi delle frequenze focalizzata sulla parte più densa di ricadute operative del testo limitata, perciò, alle Aree di Lavoro (AdL). L'interpretazione dei risultati è facilitata dalla struttura basata sul medesimo schema in ciascuna AdL: un'introduzione all'argomento, l'individuazione delle principali minacce, la definizione degli obiettivi principali e delle priorità d'intervento e l'individuazione degli attori principali e degli strumenti di intervento in ambito internazionale, europeo e nazionale.

Una volta individuate le parole chiave, sono state eliminate dalle valutazioni quelle locuzioni in cui i concetti apparivano riferiti a contesti differenti (es. corridoi infrastrutturali, frammentazione delle competenze) e il risultato quantitativo delle ricorrenze dei termini è riportato nella seguente tabella riepilogativa, in cui il contenuto di ogni cella rappresenta in numero di ripetizioni del termine per area di lavoro.

Il risultato di questo quadro sintetico è di grande interesse, infatti il concetto di rete ecologica compare ben dodici volte e soprattutto nel contesto dell'area di lavoro che si concentra sulle specie gli habitat e il paesaggio.

Inoltre al concetto di frammentazione è sempre associato il significato di minaccia o tutt'al più criticità da affrontare. Analizzando il documento è possibile suddividere ulteriormente questa area di lavoro in una parte più strettamente ecologica e una invece di ampio respiro dedicata al paesaggio. Tale suddivisione mostra come in realtà il concetto di rete ecologica sia richiamato in modo esplicito soltanto in relazione all'area "paesaggio" mentre rappresenta solo in modo implicito una possibile risposta alle priorità di intervento relative alla gestione di specie e habitat.

Per la precisione in quest'area viene delineata una particolare visione del modello di rete ecologica definita come "rete ecologica di area vasta".

#### **2.4.2.1. *Analisi del contenuto***

Il quadro generale che si può delineare rispetto alle tematiche inerenti le reti ecologiche è complesso e variegato, nel paragrafo si cercherà di definire quale modello di rete la strategia nazionale propone e quale finalità questo è candidato a ricoprire nelle politiche nazionali e conseguentemente regionali e provinciali.

#### **L'unità di analisi "reti/e ecologiche/a"**

L'analisi delle Aree di Lavoro (AdL) ha mostrato come il concetto di rete ecologica sia richiamato solo in alcune di queste: specie, habitat e paesaggio (ma soltanto nella sezione dedicata al paesaggio), aree protette (ma soltanto riguardo alle aree designate dalla normativa nazionale), agricoltura, infrastrutture e trasporti e turismo.

Ragionando in modo trasversale alle AdL si nota come il concetto non sia mai individuato come elemento minacciato, mentre la sua ricorrenza è distribuita tra il ruolo di obiettivo (42%) e di strumento (58%).



Rispetto al ruolo di obiettivo compare esclusivamente nel contesto delle tematiche legate al paesaggio mentre per le aree protette è riferito alle aree protette nazionali che, inserite nel modello classico di rete sono candidate naturali ad assumere soprattutto il ruolo di “nodi” ma hanno anche la possibilità di assumere il ruolo di elementi connettivi, l’AdL relativa all’agricoltura le vede proposte come l’obiettivo da raggiungere mantenendo la complessità degli eco mosaici agricoli e promuovendo la salvaguardia degli “aspetti tipici naturali e antropici”.

Come strumenti le reti ecologiche vengono invece proposte tra le priorità di intervento con il ruolo di strumenti di area vasta da integrare negli strumenti prescrittivi della pianificazione del territorio, come principi già riconosciuti e operativi al livello europeo (paesaggio e aree protette), o come elementi capaci di guidare l’integrazione delle infrastrutture viarie nel contesto ambientale o di introdurre dinamiche virtuose di ricucitura con il patrimonio ambientale nell’ambito del turismo.

#### L’unità di analisi “corridoio/i ecologico/i”

L’analisi delle ricorrenze e dei significati attribuiti al concetto di corridoio ecologico nella Strategia Nazionale per la Conservazione della Biodiversità non produce risultati meno interessanti. Innanzi tutto le AdL in cui il concetto è presente sono le stesse in cui compare il concetto di rete ecologica, la differenza sostanziale sta nel fatto che ben nel 50% dei casi (all’interno dell’AdL centrate sulle aree urbane e sulle infrastrutture per l’energia) il termine è usato per indicare un elemento minacciato, con un potente fraintendimento del modello con la realtà. Infatti immaginare che in natura esistano dei “corridoi ecologici” attraverso i quali avvengono i flussi di esseri e nutrienti è assolutamente sbagliato, sia per l’assenza di fondamento scientifico all’affermazione sia per il livello di determinismo con cui la complessità della natura viene affrontata, e costituisce un fraintendimento concettuale di gravità enorme. Questo è lo specchio della visione dicotomica ereditata dalla Teoria della Biogeografia delle Isole di una visione del territorio “polarizzata” tra

antropico e naturale, situazione vicina alla realtà solo in contesti ambientali completamente compromessi.

I corridoi ecologici sono invece definiti come obiettivi nell'AdL riguardante le aree protette nazionali e come elementi costitutivi il modello di rete ecologica nell'AdL sull'agricoltura. Il ruolo di strumenti gli è assegnato dalla Strategia soprattutto come elementi positivi *tout court* in ambito urbano o come elemento di mitigazione dell'inquinamento legato alle infrastrutture viarie e energetiche (luminoso, acustico, atmosferico, pedologico e magnetico).

### L'unità di analisi "connettività ecologica"

Tra i concetti analizzati all'interno del documento quello di "connettività ecologica" è il meno ricorrente, il dato più interessante è invece legato al significato attribuito: la connettività ecologica non è mai intesa come strumento, ma è per il 75% delle volte intesa come un obiettivo da perseguire e per il restante 25% come un elemento minacciato.

L'analisi di dettaglio mostra come le principali minacce alla connettività ecologica siano individuate nell'incremento della produttività agricola e nella realizzazione delle infrastrutture viarie. Mentre il mantenimento della connettività *tout court* è obiettivo per la conservazione delle specie, per la gestione delle aree protette secondo le richieste dei programmi europei e per il mantenimento della qualità e complessità delle aree forestali. Discorso più approfondito è quello relativo all'AdL sulle aree urbane in cui il mantenimento della connettività ecologica è obiettivo da raggiungersi in modo specifico attraverso l'integrazione delle necessità delle specie con le politiche di gestione urbana.

#### **2.4.2.2. Risultati dell'analisi del contenuto**

In considerazione dei significati attribuiti alle tre locuzioni oggetto dell'analisi del contenuto si può verosimilmente ipotizzare una situazione di "sdoppiamento" dei modelli di rete ecologica come strumento di conservazione della pianificazione applicato alla conservazione della biodiversità che

42

rispondono ai criteri operativi proposti nel documento. Se da un lato si prefigura uno strumento di area vasta dal ruolo avveniristico, almeno nel mondo delle pratiche istituzionali, con l'obiettivo di *"... la progettazione, la costruzione ed il mantenimento di «reti ecologiche» di area vasta possono essere gli strumenti operativi per l'auspicata sinergia tra politiche del paesaggio e conservazione della biodiversità"* attraverso l'abilità di *"attribuire un significato ecologico relazionale, e quindi un ruolo ecosistemico non necessariamente secondario, a settori territoriali quali gli incolti, i coltivi in abbandono, le aree incendiate, i boschi degradati ed altre aree che la tradizione urbanistica ha sempre relegato ad una posizione inessenziale e spesso considerato come stati di pre-urbanizzazione ineluttabile ..."* (pag.29).

Dall'altro si afferma citando il G8 di Siracusa che *"la distruzione diretta degli ecosistemi, la frammentazione degli spazi naturali, il disturbo alle specie, l'introduzione di specie «esotiche», l'inquinamento, l'effetto delle isole di calore urbane, sono tra i rischi più rilevanti per la biodiversità nelle aree caratterizzate dalla presenza antropica, specialmente in quelle marino - costiere, in quelle agricole - forestali e nelle aree urbane". Tutte queste componenti costituiscono la complessità del fenomeno urbano, che si declina in varie forme e modulazioni a seconda del substrato morfologico, economico ma anche culturale, ...* " spostando quindi sulla scala locale problemi non coerenti e di magnitudine sproporzionata.

Fondamentale però è la separazione dei ciò che si immagina per la scala territoriale con la scala locale di governo del territorio a cui si demanda l'onerosissimo compito di predisporre *"Lo strumento principale per garantire una corretta gestione delle aree urbane, e quindi per integrarvi la fondamentale componente di biodiversità"* che è riconosciuto essere *"il piano urbanistico comunale, il quale, al giorno d'oggi, pur in assenza di una legge quadro riferita al governo del territorio, deve essere in grado di rendere operativi nel contesto locale gli spunti nazionali e internazionali dati dalle politiche per l'ambiente e la conservazione della biodiversità"* in una visione in cui è *"attraverso la corretta applicazione della VAS, strumento obbligatorio e*

*funzionale alla elaborazione di piani coerenti con le risorse su cui si fondano e che tali strumenti sono chiamati a gestire” che “si può declinare a livello locale la protezione dell'ambiente e la promozione e la tutela della biodiversità, e si possono mitigare gli effetti delle pressioni antropiche e dei cambiamenti climatici” (pag. 106).*

In tema di connessione ecologica la soluzione alla scala urbana si può, in parte, raggiungere, secondo la Strategia Nazionale “*integrando nei regolamenti edilizi anche specifiche misure di promozione della riqualificazione edilizia con soluzioni di risparmio energetico che contengano anche aspetti vegetazionali, quali tetti giardino eventualmente integrati con fotovoltaico, pareti vegetali a corredo verticale di aree verdi a raso, integrazione del verde in edilizia*” mostrando in modo evidente come uno dei principali problemi che si incontrano in quasi ogni discorso sulle reti ecologiche si ripeta: l’estrema generalità degli obiettivi<sup>5</sup>, talmente ampi e condivisibili da perdere ogni significato scientifico e operativo, la cui indeterminatezza costituisce la prima causa di “fragilità” del progetto di rete (Boitani et alii, 2007). Senza chiari obiettivi, oltre a doversi rifugiare in progetti che sono finalizzati alla conservazione solo negli intenti e non più nei presupposti teoretici, non è possibile strutturare nessun sistema di indicatori delle *performances* del progetto stesso rispetto ai motivi che lo hanno ispirato.

Come fa notare Battisti “una rete ecologica, considerata come uno strumento privo di obiettivi chiari e declinati e di indicatori per il monitoraggio delle misure adottate può essere anch’essa essere considerata un *panchreston*.” (Battisti, 2010)

---

<sup>5</sup> Fa notare Battisti come “In merito al potere evocativo (e fuorviante) dei due termini («rete» e «ecologica»), potenzialmente qualsiasi strategia o politica territoriale è una «politica di rete» e una politica «ecologica». Pertanto, almeno in molte amministrazioni pubbliche che pianificano e progettano sul territorio, tale termine è diventato un *passpartout* per qualsiasi voce di bilancio o attività che presenti anche un accenno minimo al sistema ambientale. La rete ecologica può diventare, in questo caso, un concetto con più valenze e significati e, al limite, un «non-concetto».”(Battisti, 2010)

In sostanza dall'analisi della Strategia Nazionale per la Biodiversità scaturiscono due visioni contrapposte e non complementari di due modelli diversi di rete che operano uno alla scala territoriale ed uno alla scala urbana. Ciò è scorretto dal punto di vista teorico e, in più, non si individuano punti di connessione e interdipendenza tra i due approcci mentre il concetto di connettività ecologica è per definizione trans-scalare, cioè prende significato alla scala di area vasta ma necessita di azioni per la sua implementazione sul territorio alla scala locale.

## **2.5. I limiti per l'applicabilità del modello di rete ecologica nella pianificazione del territorio**

Le precedenti considerazioni critiche si inseriscono in un ampio contesto di discussione sull'efficacia e sui limiti del modello di rete ecologica osservato nella duplice veste di struttura concettuale e come strumento operativo. La discussione sui presupposti scientifici è ampia e accesa, il primo punto riguarda l'obiettivo stesso dell'approccio per reti ecologiche: la tutela delle specie. Malcevschi, ragionando sul modello spaziale nota come *“Ogni specie ha la sua rete specifica. La biodiversità è composta da tante specie che nel loro insieme coprono tutti gli habitat esistenti, compresi quelli artificiali. Se usiamo solo il modello geometrico nodi-corridoi-buffer arriveremo ad un inviluppo di unità di habitat che nel loro complesso copriranno l'intera area vasta considerata. Boitani et alii (2007) avanzano in modo esplicito le seguenti critiche all'uso del modello geometrico: in Europa le reti ecologiche sono proposte come una semplificazione eccessiva di concetti ecologici complessi, esse sono proposte a scala di paesaggio, ma non ci sono indicazioni scientifiche che i modelli strutturali correnti (basati su core areas, corridoi e zone buffer) possa assicurare una connettività funzionale, se non per poche specie; mancano basi teoriche per la progettazione concreta dei contenuti delle reti (ampiezza, forma ecc.); è difficile giustificare gli sforzi economici e politici per la loro realizzazione, dato che possono costituire ipotesi di lavoro, ma non*

45

*essere valutate a livello pratico” anche limitandosi alle reti ecologiche specie-specifiche “non vi sono in genere informazioni biologiche sufficienti sulle specie, né un quadro metodologico chiaro per progettare reti che diano garanzie di essere effettivamente funzionali.” (Malcevschi, 2010).*

Anche l'efficacia stessa dei corridoi ecologici è quindi fortemente discussa, nonostante molti autori enfatizzino la loro efficacia e necessità (Gilbert-Norton et alii, 2010; Salek et alii, 2009) altri mostrano come sia la matrice territoriale l'elemento di primo interesse (Franklin & Lindenmayer, 2009; Prevedello & Vieira, 2010). Ciononostante il concetto di corridoio ecologico risulta essere un fortemente suggestivo soprattutto per il suo valore metaforico ed evocativo. Il carattere vago, ma estremamente intuitivo, che accompagna il concetto, risponde perfettamente alla descrizione di nozione metaforica così come ce la descrive Tagliagambe (1991): *“la metafora si caratterizza per una «fondamentale vaghezza di significato» che conduce ad una «nebulosa di proprietà possibili»”*. È proprio questa vaghezza che motiva, secondo Van Der Windt e Swart il carisma del concetto: *“The ecological corridor was probably so influential because its vague and flexible character facilitated the coming together of various stakeholders and scientists. It also functions as a metaphor, applicable to well-known entities such as construction and transport. Finally, scientists from the policy-orientated research centre were able to link the concept to fundamental science, policy and practice”* (Van Der Windt & Swart, 2008).

Nonostante il clima di consenso sull'argomento e la percezione dell'assoluta necessità dei risultati che promette la trasposizione nella realtà del concetto di rete ecologica si basa su politiche che, spesso, non hanno né obiettivi specifici né una chiara definizione spaziale : *“The use of the Ecological Networks concept in nature conservation policies implies a policy that does not describe specific targets nor claim specific areas”* (Beunen & Hagens, 2010), in completo accordo con la posizione di Boitani che definisce questa non-valutabilità una caratteristica intrinseca del modello: *“ ... there are no explicit quantitative objectives that ENs [ecological networks, n.d.r.] can be tested against ... ENs*

*are almost impossible to evaluate. In fact, although individual corridors may be evaluated, it would be necessary to provide evidence that demonstrates that an EN (i.e., the whole EN structure of several core areas, corridors, and buffer areas) has had an effect on some biodiversity value (e.g., richness, densities) in the presence of many confounding variables and in a continuously changing matrix*". Si possono quindi delineare tre aree problematiche per la pianificazione delle reti ecologiche. La prima riguarda la crisi scientifica che si può delineare a partire dalle posizioni critiche e dalle evidenze avverse al modello interne alle scienze come l'ecologia e la biologia della conservazione, che costituiscono il contesto scientifico che lo ha generato e lo supporta negli aspetti teorici e teoretici. La seconda definisce i problemi che l'applicazione del modello e la sua forma producono per l'urbanistica e la pianificazione territoriale con particolare attenzione alle difficoltà che le categorie operative riconducibili al concetto di corridoio ecologico creano al momento della loro implementazione negli strumenti di governo del territorio. La terza affronta l'intrinseca caratteristica top-down del modello e gli sbilanciati rapporti che questo crea tra gli obiettivi che deve raggiungere, di rango internazionale e le popolazioni locali che sono chiamate a mettere in atto le azioni materiali e immateriali per raggiungerli, nonché il pericolo di uno spostamento della gestione del territorio dagli attori locali ad un insieme composito di saperi esperti.

La radice di questo complesso intrico di problemi è da ricercarsi lontano e costituisce il tema del capitolo seguente.

## Bibliografia citata nel capitolo

Battisti, C. (2010), Approcci multidisciplinari differenti e punti di debolezza nella pianificazione delle reti ecologiche: alcune considerazioni critiche, WWF Italia, Ministero dell'Università e della Ricerca Scientifica. Cogecstre Edizioni, capitolo in "Biodiversità, consumo del suolo e reti ecologiche" - Ferroni, Franco and Romano, Bernardino (a cura di), pp. 102-108.

Bennett, G. (2004), Integrating biodiversity conservation and sustainable use: lessons learned from ecological networks, IUCN, Gland, Switzerland, and Cambridge, UK.

Beunen, R. & Hagens, J. E. (2010), "The use of the concept of ecological networks in nature conservation policies and planning practices", Landscape Research 34, 563-580.

Blasi, C.; Zattero, L.; Marignani, M.; Smiraglia, D.; Copiz, R.; Rosati, L. & Vico, D. (2008), "The concept of land ecological network and its design using a land unit approach", Plant Biosystems 142, 540-549.

Boitani, L.; Falcucci, A.; Maiorano, L. & Rondinini, C. (2007), "Ecological networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation", Conservation Biology 21, 1414-1422.

Diamond, J. M. (1975), "The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves", Biological Conservation 7, 129-146.

Ferroni, F. (2010), Biodiversità e governo del territorio nelle strategie e politiche internazionali, nazionali e regionali, WWF Italia, Ministero dell'Università e della Ricerca Scientifica. Cogecstre Edizioni, capitolo in "Biodiversità, consumo del suolo e reti ecologiche" - Ferroni, Franco and Romano, Bernardino (a cura di), pp. 102-108.

Franklin, J. F. & Lindenmayer, D. B. (2009), "Importance of matrix habitats in maintaining biological diversity", Proceedings of the National Academy of Sciences 106, 349-350.

Gilbert-Norton, L.; Wilson, R.; Stevens, J. R. & Beard, K. H. (2010), "A meta-analytic review of corridor effectiveness", Conservation Biology 24, 660-668.



- Jongman, R. H. (1995), "Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks", *Landscape and Urban Planning* 32, 169-183.
- Jongman, R. H.; Külvik, M. & Kristiansen, I. (2004), "European ecological networks and greenways", *Landscape and Urban Planning* 68, 305-319.
- Losito, G. (2002), *L'analisi del contenuto nelle scienze sociali*, FrancoAngeli.
- MacArthur, R. & Wilson, E. O. (1967), *The theory of island biogeography*, Princeton University Press.
- Malcevschi, S. (2010), *Le reti ecologiche: categoria concettuale o progettuale?*, WWF Italia, Ministero dell'Università e della Ricerca Scientifica. Cogecstre Edizioni, capitolo in "Biodiversità, consumo del suolo e reti ecologiche" - Ferroni, Franco and Romano, Bernardino (a cura di), pp. 85-101.
- Preston, F. W. (1962), "The canonical distribution of commonness and rarity", *Ecology* 43, 185-215.
- Prevedello, J. A. & Vieira, M. V. (2010), "Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence", *Biodiversity and Conservation* 19, 1205-1223.
- Salek, M.; Kreisinger, J.; Frantisek, S. & Albrecht, T. (2009), "Corridor vs. hayfield matrix use by mammalian predators in an agricultural landscape", *Agriculture, Ecosystems and Environment* 134, 8-13.
- Van Der Windt, H. J. & Swart, J. A. A. (2008), "Ecological corridors, connecting science and politics: the case of the Green River in the Netherlands", *Journal of Applied Ecology* 45, 124-132.

## Sitografia

[http://ec.europa.eu/environment/nature/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/nature/index_en.htm)

<http://eur-lex.europa.eu/it/index.htm>

[www.cbd.int](http://www.cbd.int)

[www.cites.org](http://www.cites.org)

[www.cms.int](http://www.cms.int)

[www.corpoforestale.it](http://www.corpoforestale.it)

[www.countdown2010.net](http://www.countdown2010.net)  
[www.eea.eu.int](http://www.eea.eu.int)  
[www.fao.org](http://www.fao.org)  
[www.g8italia2009.it](http://www.g8italia2009.it)  
[www.ispra.it](http://www.ispra.it)  
[www.maweb.org](http://www.maweb.org)  
[www.minambiente.it](http://www.minambiente.it)  
[www.millenniumassessment.org](http://www.millenniumassessment.org)  
[www.miur.it](http://www.miur.it)  
[www.politicheagricole.gov.it](http://www.politicheagricole.gov.it)  
[www.teebweb.org](http://www.teebweb.org)  
[www.unep.org](http://www.unep.org)  
[www.wwf.it](http://www.wwf.it)

### 3. Dalla teoria della Biogeografia delle Isole alla Landscape Ecology: genealogia critica del modello di rete ecologica

#### 3.1. Inquadramento storico

Il particolare periodo storico in considerazione è quello caratterizzato dalla presa di coscienza sui temi ambientali, il cosiddetto “risveglio ambientale”, e dalla conseguente nascita del movimento ambientale. Questi importanti accadimenti rappresentano un fatto storico, la cui analisi esula dagli scopi della tesi. Ciò che più interessa in questa ricerca sono le conseguenze di tale evento sulla comunità scientifica che si occupava di tematiche legate all’ecologia e all’ambiente proprio in quel periodo. “*Senator Abraham Ribicoff addressed the middle-aged woman who sat at the table before his committee: «You are the lady who started all of this!»*”<sup>6</sup>.

L’anno era il 1963 e la donna in questione, Rachel Carlson.

Il suo libro *Silent Spring* (Carlson, 1962), mettendo in luce gli impatti dei pesticidi sull’ambiente e sull’uomo, fece evolvere le idee del “*conservation movement*” della prima metà del novecento verso più ampie e complesse preoccupazioni sullo stato dell’ambiente e sulle relazioni uomo-ambiente. Molti autori indicano come punto d’inizio del “risveglio ambientale” proprio l’anno di pubblicazione del testo della Carlson, e il periodo di riferimento per la genesi

---

<sup>6</sup> U.S. Congress, Senate, *Committee On Government Operations, Interagency Coordination In Environmental Hazards (Pesticides): Hearings Before The Subcommittee On Reorganization And International Organization*. Fonte: Strong, 1988

del movimento ambientale verso la sua definitiva stabilizzazione comprende quindi completamente gli anni '60.

Infatti nota Strong *“The environmental movement that emerged in the 1960s and in the 1970s differed markedly from those that had preceded it, which had focused on efficient resource management. The new movement had much broader concerns, particularly over the environmental quality of communities. And whereas the older movement had depended on the federal administration for leadership, the new movement had its origin and strength at the grass-root level. People in communities organized to protect their open space and to prevent such major intrusions as strip or construction of high-megawatt power plants.*

*Ecology become a heavily used (and misused) term, as students learn of carbon cycle and the intricacies of an ecosystem. Many people worried about the viability of the biological process upon which human institutions and life itself depended. Earth day, [ ... ], marked the zenith of public concern for Planet Earth“ (Strong, 1988).*

Così la fine degli anni '60 vide il movimento conservazionista evolvere nel moderno ambientalismo, passaggio questo simboleggiato dalla celebrazione dell'Earth Day nel 1970.

I punti salienti e le caratteristiche principali possono essere sintetizzati, secondo Dunlap & Mertig (1992), come segue:

- gli anni '60 hanno visto nascere una cultura di attivismo che incoraggiava le persone, e specialmente i giovani, a impegnarsi direttamente per risolvere i problemi della società
- le conoscenze scientifiche sui problemi ambientali cominciavano ad aumentare, così l'attenzione dei *media* iniziava a concentrarsi su tali problemi in chiave allarmistica
- aumentava anche la cultura del tempo libero trascorso in campagna, mettendo molte più persone in diretto contatto con i problemi dell'ambiente e incrementando il loro impegno

- la potente crescita economica post bellica diminuì le preoccupazioni materiali aumentando il valore di una buona qualità della vita
- le organizzazioni che si occupavano di conservazione spostarono il loro interesse verso più ampie questioni ambientali e attrassero supporti dalle fondazioni che le fecero evolvere in organizzazioni ambientaliste

Continuano gli autori *“nonostante le sue origini complesse, il movimento ambientalista completa la sua formazione entro il 1970, come dimostra ... la nascita di nuove organizzazioni e il diffuso sostegno dell’opinione pubblica. L’emergere del movimento ambientalista a cavallo degli anni ’70 vide in parallelo la creazione di nuove agenzie federali come l’Environmental Protection Agency e il Council on Environmental Quality. In sintesi, entro i primi anni ’70 l’opinione pubblica iniziò a percepire la qualità ambientale come un problema sociale. ... Il movimento ambientalista può dirsi completamente istituzionalizzato tra la fine degli anni ’60 e i primi degli anni ’70, come dimostra la formazione di numerosi gruppi al livello nazionale e soprattutto locale, l’ormai formalizzata attenzione dei media, una legislazione di ampio respiro.”* (sensu Dunlap & Mertig, 1992).

Allo stesso modo, nei primi anni ’70, si svilupparono, anche negli altri paesi industrializzati, nuove forme socio-istituzionali legate alla gestione delle politiche ambientali e l’ambiente divenne, agli occhi dell’opinione pubblica mondiale, il denominatore comune di miriadi di problemi specifici legati al rapporto tra l’uomo e la natura. Gli effetti di questa presa di coscienza si mostrarono soprattutto nella richiesta pressante di soluzioni che la politica e l’opinione pubblica volsero alla comunità scientifica a partire dalla seconda metà degli anni ’60. Senza pretesa di totale esaustività, sono emblematici e utili alla trattazione due esempi.

Il primo è il caso della nascita della primo testo di legislazione ambientale degli Stati Uniti d’America, al tempo il paese maggiormente industrializzato al modo. Sul finire degli anni ’60 i politici americani iniziavano ad essere bersagliati dalle numerose e profonde preoccupazioni dell’opinione pubblica rispetto alla distruzione dell’ambiente naturale e alle insidie delle radiazioni, dei pesticidi e

dell'inquinamento dell'aria. L'enorme attenzione e preoccupazione dell'opinione pubblica per le tematiche ambientali che si esplicava in quel periodo è testimoniato semplicemente dal fatto che proprio il presidente Richard Nixon, conservatore e con scarsissimo interesse personale in quei temi, si fece promotore di una serie di passi istituzionali in chiave ambientalista dall'entità di proporzioni storiche. Nel 1969 la determinazione di Nixon a non lasciare ai democratici il sopravvento su tali temi lo portò ad avallare la legislazione ambientale in modo platealmente populistico e mirato all'allargamento della sua base di consenso elettorale contro i suoi futuri oppositori. La controparte politica, identificabile per il tema nei senatori democratici Muskie e Jackson, era così desiderosa di mostrare la propria totale sincronia con il movimento ambientalista che iniziò, paradossalmente, a competere con i conservatori per spostare più avanti il limite della forza istituzionale della legislazione in preparazione. Ciascuna parte politica aveva il massimo interesse a cavalcare l'onda delle rivendicazioni ambientaliste dell'opinione pubblica, ogni proposta veniva superata dalla controparte con posizioni ancora più "estreme". Ogni passo portava a scrivere un testo sempre più forte e determinato in senso ambientale e il risultato fu il *National Environmental Policy Act* del 1969 il cui impianto, che dispose l'introduzione della VIA, il rafforzamento dell'*Environmental Protection Agency* (con un ruolo amministrativo di controllo) e l'istituzione del *Council on Environmental Quality* (con un ruolo consultivo per la presidenza), è rimasto avveniristico per anni.

Altro esempio importante fu la promulgazione nel 1976, in Francia, della legge n. 629 "*relative à la protection de la nature*". Tale legge aveva come caratteristica peculiare l'introduzione di tre diversi livelli di valutazione (*études d'environnement*, *notices d'impact* e *études d'impact*) e segnò una svolta nel rapporto tra la società e l'ambiente: veniva sancito infatti che la protezione e il mantenimento dell'equilibrio biologico fossero una questione di interesse generale. Lo Stato aveva quindi la possibilità di controllo su alcuni piani e progetti potenzialmente pericolosi per l'ambiente, anticipando di fatto

gli studi di impatto ambientale, ma scontrandosi dopo pochi anni con una carenza delle basi concettuali e degli strumenti scientifici tale da inficiare ogni tentativo sino a giungere, in capo a pochi anni, all'abrogazione della legge stessa.

Il caso francese è emblematico perché mostra come, per essere all'altezza delle richieste dell'opinione pubblica rispetto alle questioni sulle misure per limitare l'impovertimento delle specie, la diminuzione delle superfici boscate, le conseguenze dall'agricoltura intensiva, la comunità scientifica si trovò chiaramente di fronte alle proprie lacune nel fornire risposte all'opinione pubblica e fu chiamata ad un processo di evoluzione accelerato e urgente per un ripensamento dei paradigmi e degli obiettivi dei suoi studi. Le teorie sugli ecosistemi mostrarono allora la grande potenzialità di incrementare il livello di complessità negli studi sul comportamento di sistemi ecologici complessi e tale incremento mostrò definitivamente la necessità di approcci multi-disciplinari e integrati fra più discipline.

Infatti per definire compiutamente le conseguenze di processi problematici come la deforestazione o l'agricoltura intensiva sulla fauna, sulla flora o sui flussi di acqua e nutrienti, si doveva necessariamente tenere conto della dimensione spaziale dei fenomeni, del loro livello di eterogeneità spaziale e temporale, e, soprattutto, inserire la presenza e l'azione dell'uomo come parte integrante del sistema ecologico, se non altro come fattore di disturbo.

Il nuovo campo problematico aperto dalla crescita della coscienza ambientale pose una sfida particolare alla ricerca in campo ecologico. Dato che uno degli aspetti essenziali del nuovo movimento ambientale era la paura che i processi ecologici vitali sarebbero collassati alla scala mondiale, ci si aspettava che qualcuno specificasse in modo preciso in cosa sarebbe consistito il collasso e quali fossero le vie da seguire per evitarlo.

Questa crescita della sensibilità e della consapevolezza, animata dalla paura di un disastro ambientale di scala globale, produsse notevole pressione verso il mondo scientifico che rispose con un'accelerazione nelle discipline del campo ecologico che, chiamate in causa, raccolsero la sfida di definire quali potessero

essere i reali problemi a cui si andava incontro (Haila, 2002; Buriel & Baudry, 2003).

### **3.1.1. La (ri)nascita della Landscape Ecology e i fondamenti teorici del modello di rete ecologica**

Il contesto sociale di grande coinvolgimento e preoccupazione per le tematiche della protezione dell'ambiente, produsse come risultato il clima di impegno, la percezione di necessità impellente di fornire risposte e il desiderio di confronto che spinsero gli ecologi ad avvicinarsi alle posizioni dei biogeografi convergendo verso le idee fondanti della *Landscape Ecology* di Carl Troll, e, proprio in questa fase di dialogo e confronto scientifico, può identificarsi la nascita del moderno filone della medesima disciplina (Buriel & Baudry, 2003) che, avendo come obiettivo la definizione dei principi ecologici legati alla scala territoriale in funzione della geografia delle strutture naturali, si mostrava più che mai adeguata ad affrontare tali temi.

Se nel 1972 fu fondata in Olanda la prima società scientifica per l'ecologia del paesaggio, fu durante il *6th International Symposium on Landscape Ecological Research* tenutosi a Piestany (ora Repubblica Slovacca) nel 1982 che la disciplina salì alla ribalta con la creazione dell'*International Association for Landscape Ecology* (IALE).

A testimoniare il fervore intorno alla “nuova” (sarebbe meglio dire “rinata”) disciplina, dopo soli cinque anni (1987) venne fondata l'omonima rivista “*Landscape Ecology*” che crebbe costantemente in credibilità e diffusione.



**Table** Impact factor and rank of *Landscape Ecology* among all journals in the Ecology and Geography categories in ISI Journal Report (<http://www.portal.isiknowledge.com/>)

Year	Impact factor	Rank in "ecology"	Rank in "geosciences, multidisciplinary"	Rank in "geography"
1998	0.746	53 (88)	50 (of 111)	9 (of 19)
1999	1.396	32 (90)	29 (of 112)	3 (of 22)
2000	1.408	45 (145)	27 (of 117)	3 (of 23)
2001	1.863	33 (152)	18 (of 117)	2 (of 24)
2002	1.675	45 (160)	20 (of 121)	18 (of 31)
2003	1.080	80 (165)	50 (of 128)	16 (of 31)
2004	2.090	33 (107)	17 (of 128)	4 (of 29)
2005	2.170	37 (112)	16 (of 129)	6 (of 30)
2006	2.558	29 (114)	11 (of 131)	4 (of 30)

L'immagine che segue riporta l'andamento del fattore d'impatto e la posizione tra tutti i giornali dell'area Ecology and Geography nel database ISI Web of Knowledge (Fonte: Wu, 2007)

I fondatori furono principalmente geografi dell'Europa dell'Est, forti della lunga tradizione di cartografia "ecologica", ecologi e biologi impegnati nello studio di popolazioni e comunità, ma anche figure meno legate al mondo delle scienze biologiche come architetti del paesaggio di scuola americana. Infatti l'attenzione intorno alla disciplina era già da tempo molto alta anche nel nuovo continente, molti furono gli scienziati nord americani che parteciparono ai *mettings* europei che si occupavano di *Landscape Ecology*. Non a caso il *paper* che pose le basi lessicali e teoretiche per la disciplina (Forman & Godron, 1981) venne redatto da due scienziati uno nordamericano e uno francese, come a simboleggiare l'unione delle due scuole, questo contributo seminale costituì il nucleo centrale di uno dei testi chiave della disciplina (Forman & Godron, 1986). Fa notare Monica Turner (Turner, 2005) come nello stesso periodo veniva proposto un *framework* concettuale per considerare le influenze potenziali della dislocazione spaziale e della struttura dei bordi delle patch sui flussi (Wiens et al., 1985), mentre in Europa veniva promosso il concetto di paesaggio come un sistema olistico regolato da processi cibernetici in cui l'uomo non poteva che essere inserito per una corretta comprensione dei fenomeni (Naveh & Lieberman, 1984).

Si andava delineando la struttura delle posizioni delle due scuole, mentre la scuola nordamericana si concentrava sulle dinamiche ecologiche in territori frammentati, e focalizzava la ricerca sulla modellistica spaziale e

sull'applicazione di modelli teorici quali la percolazione, la nuova matematica dei frattali e la teoria gerarchica, quella europea concentrava l'attenzione sulle relazioni tra i sistemi ambientali e le popolazioni umane con un approccio olistico.

Risulta molto interessante leggere direttamente dalla prima formalizzazione ufficiale della disciplina quali fossero i concetti e le teorie che influenzarono le prime direzioni di ricerca della nuova *Landscape Ecology* nelle dichiarazioni programmatiche riportate in un articolo pubblicato all'indomani del *The Allerton Park Workshop on Landscape Ecology*<sup>7</sup> (1983) che segnò formalmente l'arrivo della disciplina nel nuovo continente: "*Currents ideas on Landscape Ecology ... are influenced by (a) a preoccupation with the extension of island biogeography to continental landscape patches, (b) the presumption that ecosystem-level characteristics are adequate to address landscape-level characteristics, (c) a recognition of the need to address landscape issues in land and resource management, (d) a believe that map-overlay methodology is sufficient to capture the essential attributes of multiunit landscapes, (e) the realization that human activities are an integral part of any meaningful concept of Landscape Ecology and, (f) the recogniton that the inclusion of many appropriate scientific disciplines results in an exceedingly complex field.*" (Risser et alii, 1983).

Illuminante è al frase di Paul G. Risser, uno dei padri fondatori nella "nuova" *Landscape Ecology*, che rilegge e descrive il clima intellettuale che si respirava in quei giorni (Risser, 1995). Identificando i fattori che, con il senno di poi, si sono rivelati pesanti detrattori rispetto all'"impeto" iniziale della disciplina, egli ragiona in modo esplicito sui rapporti tra l'ecologia del paesaggio e la teoria della biogeografia delle isole dichiarando che "*For many investigators, the most promising approach for developing ecological theories for landscape ecology was believed to be an extension of island biogeography theory. [ ... ] Curiously, island biogeography theory gave some credibility to landscape*

---

<sup>7</sup> Fa notare Risser come: "[ ... ] *virtually all 25 participants in the workshop ten years ago remain active in some aspect of landscape ecology today.*"

*ecology because it was thought to be a robust set of theoretical ideas on which an emerging field could gain some respectability*” (Risser, 1995).

Ricorderemo queste parole nel seguito del capitolo.

Il clima descritto, animato quindi da grande fervore e interesse generale, era sostenuto ed alimentato non soltanto dalle pure evidenze scientifiche del valore delle teorie prodotte ma anche, e non secondariamente, da quell’aspetto “rispettabile” che concetti legati direttamente alla percezione umana e intuitivi per il loro valore metaforico, conferivano alla nuova disciplina.

La convinzione che il “*landscape*” fosse un’unità territoriale significativa e proficua per l’ecologia e riassumibile spazialmente in poche categorie di elementi, si costruì nel tempo ma in modo sempre più radicato. Fondamentale fu il *paper* presentato da Forman & Godron nel 1981 “*Patches and structural components for a landscape ecology*” in cui una delle principali domande era “*whether the landscape is a recognizable and useful unit in ecology,.... What are the structural components of a landscape and their characteristics?*” e la risposta non è meno interessante “*Landscapes as ecological units with structure and function are composed primarily of patches in a matrix. [ ... ] Line corridors, strip corridors, stream corridors, networks, and habitations are major integrative structural characteristics of landscapes.*” (Forman & Godron, 1981)<sup>8</sup>. Il modello descrittivo si completò con la pubblicazione del libro *Land Mosaics* in cui “*The patch-corridor-matrix model coalesced when it was realized that a land mosaic is composed only of this three types of spatial elements. Every point is either within a patch, a corridor or a background matrix, and this olds in any land mosaic [ ... ] This simple model provides a handle for analisys and comparison, plus the potential for detecting general patterns and principles.*”. Il modello viene proposto come efficace e valido in generale per analogia ad altre discipline perché basato su categorie universali: “*The patch-corridor-matrix model has analogues in other disciplines. Point,*

<sup>8</sup> In realtà i termini “*patch*” e “*matrix*” compaiono già in un precedente studio di Forman (Forman et alii, 1976) ma senza le caratteristiche di modello generale presentate nel 1981.

59

Gianluca Melis

*Nuovi paradigmi per le reti ecologiche: definizione di una metodologia GIS per l’analisi territoriale finalizzata all’individuazione e alla gestione di reti ecologiche alla scala del paesaggio*

Tesi di dottorato in Pianificazione e Progettazione territoriale - XXII ciclo  
Università degli studi di Sassari - Facoltà di Architettura di Alghero

*line and plane are fundamental concepts in art and in architecture. [ ... ] The urban planner Kevin Lynch (1960), recognized five spatial elements, based on what evokes a strong image in a person: district, edge, path, node and landmark” (Forman, 1995).*

Il modello interpretativo del territorio come composto da un mosaico di *patches* disperse in una matrice, vide quindi la luce nel 1981 e la definitiva formulazione nel 1995, costituisce la base dell’attuale filone principale dell’ecologia del paesaggio. La moderna *Landscape Ecology* può dirsi basata sul paradigma *patch-mosaic* e quasi tutta la letteratura sul tema mostra uniformità nell’accettare questo approccio (Cushman et alii, 2010). La conoscenza sui rapporti ecologico-funzionali tra entità territoriali si deve a tale modello che ha prodotto grossi risultati nella comprensione delle relazioni tra le strutture territoriali e il funzionamento dei processi alla scala di area vasta. Mostra ottima applicabilità in contesti dominati da forti pressioni generate da disturbi di origine sia naturale che antropica e ha i suoi principali punti di forza nella semplicità concettuale, e nella facilità di intuizione dovuta alla scala di analisi che coincide con quella della percezione umana del territorio. Si possono all’interno del campo disciplinare che individua differenziare due paradigmi legati all’analisi della connettività ecologica. Il primo, denominato “*static island biogeografic model*”, conserva forti legami con la teoria della biogeografia delle isole, caratterizza la fase di definizione della teoria della frammentazione, e focalizza l’attenzione più sulla dimensione fisica della connettività (meglio sarebbe chiamarla connessione per evitare fraintendimenti) legata, vista la classificazione binaria tra habitat e non-habitat, solo all’estensione e alla dislocazione spaziale delle *patches*. Il secondo, più recente, prende il nome di “*dynamic landscape mosaic model*” e si basa sul concetto che una semplificazione dicotomica nella descrizione del territorio è troppo semplicistica e enfatizza l’importanza dell’effetto mosaico: ogni patch è in contatto con altre che possono essere più o meno simili e la connettività è modellizzata con il grado di resistenza che tale “mezzo anisotropo” oppone ai flussi naturali allontana dosi dagli assunti della teoria

della biogeografia delle isole. Queste costituiscono le basi teoriche e scientifiche su cui si fonda la teoria delle reti ecologiche.

Resta da capire perché e soprattutto come, una metafora (i frammenti naturali sono isole in un mare ostile), abbia potuto influenzare a tal punto un intero filone di ricerca e le proposte operative che questo ha ispirato per un lasso di tempo talmente lungo da giungere sino al presente.

### **3.2. Metafore e reti**

Dopo la pubblicazione di *Metaphors We Live By* (Lakoff & Johnson, 1980), le metafore non possono più essere considerate solo semplici figure retoriche: sono indispensabili strumenti concettuali nel pensiero e nella ricerca.

Le metafore esplicano importanti funzioni cognitive, operando come meccanismi per la traduzione di qualcosa di astratto in qualcosa di concreto, illuminando con la luce dei fenomeni noti quelli incogniti, permettendo la comunicazione e l'interazione tra differenti discipline e argomenti (Lakoff & Johnson, 1980, Hellsten 2002) come strumento necessario al progresso scientifico.

In breve, le metafore sono efficaci dispositivi euristici determinanti sia per creare e concettualizzare nuove idee e nuove conoscenze, sia per la capacità di supportarle con una funzione "normativa" che influenza le nostre valutazioni e le nostre azioni. Come sottolineato da Schön (Schön , 1979) le metafore ci consentono in modo quasi automatico e inconscio, un salto normativo dai dati alle prescrizioni, dai fatti ai valori. Una volta rappresentate metaforicamente le situazioni si riducono a concetti di semplice dualismo (isolamento/connessione, malattia/cura) che implicano come sillogismi quale sia la direzione "giusta" da seguire (*sensu* Philippon, 2004).

In questa sede è particolarmente interessante valutare l'insieme di queste caratteristiche (gnoseologiche, comunicative e "normative") focalizzando l'attenzione dapprima sulle metafore applicate ai problemi della natura nei

decenni passati, ripercorrendo in questa chiave di lettura il clima sociale descritto in precedenza.

Le prime discipline ad occuparsi dei problemi ambientali negli anni '70 furono l'ingegneria sanitaria e altre come la biochimica, meccanica dei fluidi, meteorologia e l'emergente disciplina dell'ingegneria ambientale. Queste si riferivano alla *New Ecology*, movimento interno al campo dell'ecologia della conservazione riconducibile alla cibernetica, nata nel secondo dopoguerra in un clima di fiduciosa tecnocrazia. Uno di questi tecnocrati, Evelyn Hutchinson, lascerà un segno indelebile nell'ecologia del dopoguerra soprattutto attraverso il lavoro dei fratelli Odum.

Se la cibernetica applicata allo studio del corpo umano produsse i lavori che definirono il meccanismo dell'omeostasi, la sua applicazione agli ecosistemi mostrò come questi fossero mantenuti in equilibrio da meccanismi omeostatici autoregolativi.

Questo concetto legato sia alla visione organica del modo che a quella meccanicistica, poté soddisfare completamente il ruolo di intermediazione tra ecologi e politici, durante gli anni della preparazione del *International Biological Programme*, i cui più entusiastici e attivi sostenitori furono gli ecologi europei e canadesi, nel periodo che coincide con la generale presa di coscienza del problema ambientale.

La metafora cibernetica meccanicista venne, all'interno della *New Ecology*, sostituita nel corso degli anni '70 con un'altra metafora fortemente antropocentrica: la metafora economica. Termini "produttori" o "consumatori" vengono applicati alla natura vista come un insieme di risorse monetizzabili che viene rappresentata come una linea di produzione o una catena di montaggio.

Ma la più importante delle metafore usate nella descrizione della natura è quella che per Keulartz (citando Philippon 2004) fa parte di quella categoria di metafore definita "geografica" in quanto rappresenta la natura come luoghi o porzioni di spazio: "*In his 2004 book Conserving Words, Daniel Philippon explores how the American environmental movement has been shaped by the seminal works of five famous nature writers. Each of these writers understood*

*“nature” through a particular metaphor that enabled certain narratives that explained how human beings should interact with nature: frontier (Theodore Roosevelt), garden (Mabel Osgood Wright), park (John Muir), wilderness (Aldo Leopold), and utopia (Edward Abbey). Philippon calls these metaphors geographical metaphors because each of them refers to nature in terms of a particular place. He concludes his book with a discussion of what he considers to be the latest and most promising geographic metaphor: the metaphor of nature as an island. In fact, the island metaphor goes back to the New Ecology and to the work of Evelyn Hutchinson, in particular.”*

La metafora dell'isola è forse una delle più datate e radicate, la si ritrova in particolare nella *New Ecology* e ancora più indietro nei lavori di Evelyn Hutchinson. In un suo pionieristico articolo del 1946 (*Circular Causal Systems in Ecology*) si propongono due distinti approcci: quello biogeochimico e quello biodemografico. Il primo, elaborato insieme ad alcuni dei suoi studenti più brillanti, i fratelli Odum, descrive la biosfera come un enorme sistema ciclico di energia materia e flussi, capace di mantenere un equilibrio dinamico grazie ad una serie di meccanismi di feedback (vedi le considerazioni sulla cibernetica).

Il secondo, nonostante si occupi in modo più specifico di comunità di organismi (dette popolazioni), condivide con il primo i principi cibernetici, e immagina che siano le popolazioni i sistemi che, in contesti di evoluzione costante, mantengano la loro stabilità attraverso meccanismi di *feedback*. Questo secondo approccio fu sviluppato da un altro degli allievi di Hutchinson, quel Robert MacArthur che produsse poi insieme a Edward Wilson la celeberrima “Teoria della Biogeografia delle Isole”. Tale teoria inferisce sul numero delle specie di una precisa isola usando come parametri la superficie dell'isola e la distanza dalla terraferma. Anche in questo caso ritorna il concetto di equilibrio dinamico autoregolato: nonostante la composizione tassonomica delle isole sia in continua mutazione, il numero di specie, determinato del bilancio tra colonizzazione ed estinzione, resta costante a parità di pressioni esterne.

Nonostante i due approcci condividano le basi teoretiche differiscono essenzialmente nel potenziale retorico, se il primo propone la visione della natura come una sorta di meccanismo automatico, rinforzando la fiducia nell'abilità dell'uomo di sistemare i danni, la metafora della natura come isola ci ricorda che esistono dei "limiti alla crescita" e che la natura non può essere sfruttata all'infinito. In sostanza richiama l'attenzione sull'isolamento ecologico e sulla frammentazione come conseguenza del processo di trasformazione antropica (Keulartz, 2004).

Come Philippon nota, *"islands provide a mean to discuss webs and networks and systems of influence"*, la metafora delle isole è strettamente legata alla metafora della rete che si contrappone alla frammentazione connotando la connettività ambientale attraverso corridoi, ecodotti, *stepping stones* etc.

Fu usata per rafforzare, nel contesto del vivissimo *"SLOSS debate"*, il principio della connessione tra le aree protette (continentali) che dovevano essere viste come isole in un mare ostile dominato dalle attività dell'uomo, come tali erano soggette alla teoria della biogeografia delle isole e perciò dovevano essere connesse tra loro.

Nonostante non sia più accurata di nessuna delle altre metafore, la rete introdotta dalle isole, ha preso piede come potente strumento comunicativo nei dibattiti pubblici, nei discorsi scientifici, e nel costruirsi delle scelte politiche legate alla conservazione della natura (Keulartz, 2004).

### **3.2.1. Le origini del concetto di frammentazione: la teoria della biogeografia delle isole**

La teoria che funge da ponte tra la metafora delle isole e quella delle reti è la teoria della frammentazione.

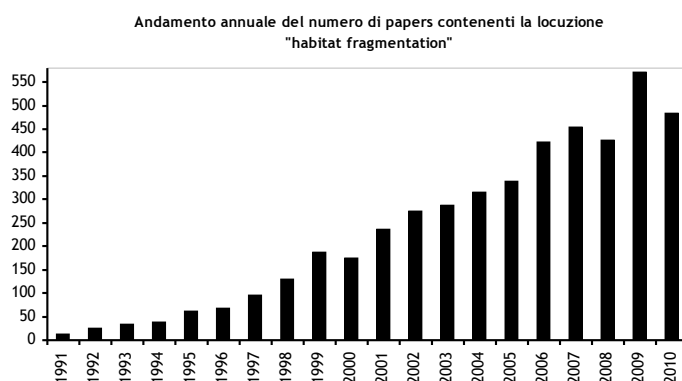
La frammentazione degli ambienti naturali è considerato uno dei principali temi quando si affronta il motivo del deterioramento indotto da cause antropiche delle funzionalità ecologiche dell'ambiente. Emblematica la frase: *"The vast reach of humans and the resulting parcelization of natural landscapes are of major concern to conservation scientists. Indeed, horror stories about habitat*

64



*fragmentation appear in every book about conservation biology, make appearances in high-school textbooks, and are featured regularly in our leading newspapers and magazines. And conservation biologists are not alone in their concern about massive habitat destruction and fragmentation. Members of the public also have been inspired to promote special efforts for connecting landscapes in our increasingly dissected world.”* (Crooks & Sanayan, 2006).

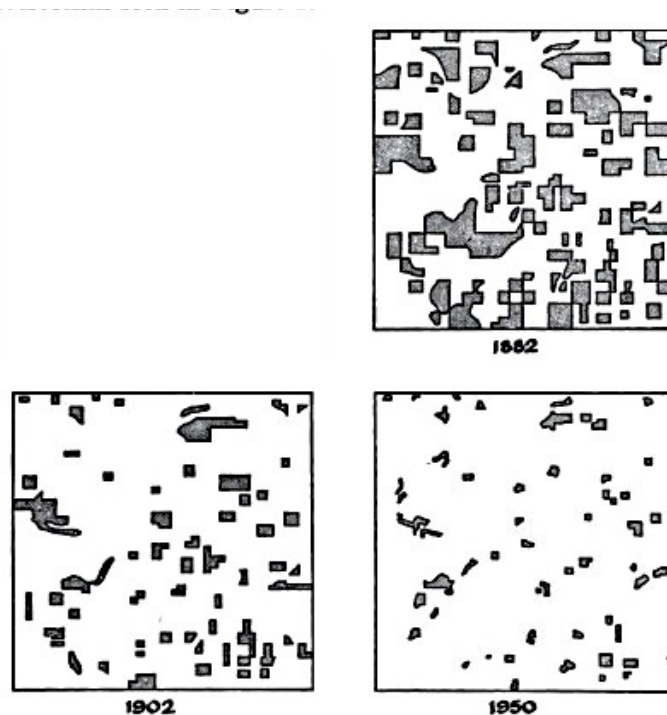
Il dibattito scientifico sul tema è ancora aperto e più che mai vivo. Una semplice indagine quantitativa delle pubblicazioni mondiali sull’argomento, compiuta attraverso un’analisi del database *ISI web of knowledge*, consente immediatamente di verificare che, dal 1991 al 30 settembre 2010, sono stati pubblicati più di 4645 articoli scientifici che contengono la locuzione “*habitat fragmentation*” nel testo, nel titolo o tra le parole chiave (costituiscono il 99,7% del totale degli articoli presenti nel database contenenti il termine). A testimoniare il costante e crescente interesse per tale tema da parte della comunità scientifica mondiale, si può notare come solamente negli ultimi dieci anni sia stato pubblicato l’85,6% del totale dei lavori, e, come risulta dal grafico seguente, con un *trend* di crescita costante (nel valutare la flessione visibile per l’anno in corso va tenuto conto che il numero di *papers* è relativo soltanto ai primi nove mesi).



Fonte: ISI Web of Knowledge, elaborazioni dell’autore su dati al 30/9/2010

Le origini del concetto sono da ricercarsi all'interno delle teorie ecologiche e si trovano proprio nel testo di MacArthur & Wilson. Tutto comincia nella diciannovesima riga del primo capitolo.

*“Insularity is moreover a universal feature of biogeography. Many of the principles graphically displayed in the Galapagos Islands and other remote archipelagos apply in lesser or greater degree to all natural habitats. Consider, for example, the insular nature of streams, caves, gallery forests, tide pools, taiga as it breaks up in tundra, and tundra as it breaks up in taiga. The same principles apply, and will apply to an accelerating extent in the future, to formerly continuous natural habitats now being broken up by the encroachment of civilization, a process graphically illustrated by Curtis’ maps of the changing woodland of Wisconsin” (MacArthur & Wilson, 1967).*



**FIGURE 1.** Reduction and fragmentation of the woodland in Cadiz Township, Wisconsin, 1831–1950. (After Curtis, 1956.)

Fonte: Teoria della Biogeografia delle Isole, MacArthur & Wilson, 1967, p.3

Colpisce che queste poche righe abbiano avuto l'enorme seguito scientifico che sappiamo e che siano il riferimento tanto citato dalla letteratura scientifica che negli anni seguenti si è occupata di conservazione, pianificazione delle aree protette e pianificazione del territorio.

Nel paragrafo MacArthur e Wilson propongono una potente visione metaforica che si trasformerà presto in un'importantissima analogia: la crescente insularizzazione è un tema dominante negli ambienti sottoposti alle trasformazioni antropiche e le Galapagos costituiscono un modello appropriato per l'analisi degli ambienti insulari siano essi oceanici o continentali, reali o metaforici.

Ma ciò che è realmente rilevante e peculiare sotto il profilo ecologico per le Galapagos e per gli altri arcipelaghi oceanici, non ha nessuna rilevanza scientificamente provata per le porzioni di habitat segregate dalle attività antropiche come ad esempio i residui di foreste studiati da Curtis. Le caratteristiche peculiari della flora e della fauna degli arcipelaghi sono il risultato di un lungo processo di adattamento e sono fortemente variabili da caso in caso, mentre i residui di bosco non hanno una storia evolutiva come tali, sono il frutto di lunghi e complessi percorsi evolutivi, e in più sono direttamente influenzati dalle interazioni con i processi contermini. Tali relazioni non possono identificarsi nel caso delle isole oceaniche (Haila, 2002) Così, il concetto di frammentazione, dapprima presentato come un suggerimento ipotetico per la definizione degli effetti delle trasformazioni antropiche in contesti naturali, diventa rapidamente una particolare interpretazione (ispirata alla teoria della biogeografia delle isole) dell'impoverimento che le specie subiscono per il frazionamento degli habitat, e questa interpretazione inizia ad assumere vita propria offrendo giustificazioni a particolari progetti di ricerca e pratiche di conservazione.

Quando la ricerca sul tema della frammentazione iniziò, nei primi anni '70 (Wiens 1995a), era fortemente legata all'analogia metaforica tra frammenti e isole.

La complessità ed eterogeneità delle dinamiche e delle strutture ecologiche è da sempre ben chiara alla comunità scientifica ma è stata dapprima non considerata per motivi operativi e in seguito affrontata con approcci che tendevano, per vari motivi, a semplificare tali caratteristiche sia dal punto di vista teorico che empirico. Sino ai primi anni '60 i ricercatori nelle scienze biologiche avevano limitato il loro dominio di analisi a zone omogenee o considerate tali (Lefeuvre & Barnaud, 1988), ma l'applicazione dell'analogia insulare al territorio contestuale al nuovo filone delle teorie sulla frammentazione (uno dei primi esempi è lo studio di Forman del 1976) e lo sviluppo dei primi modelli *patch-matrix* in seno alla *Landscape Ecology*, offrirono l'opportunità di una notevole semplificazione dell'eterogeneità consentendo di modellizzare il territorio come un insieme di *patches* disperse in una matrice ecologicamente neutra se non ostile. Fa notare Wiens come *"To a large degree, this progression of increasingly detailed attention to pattern also represents an historical progression in ecology. The formal ecological theory that developed prior, to say, '60, generally emphasized spatial homogeneity. Dealing with spatial variation was analytically intractable and beyond the capacity of most simulation tools[ ... ]"* (Wiens, 1995b). L'evoluzione dei nuovi concetti e di nuovi strumenti di calcolo e modellazione permise di introdurre un nuovo modo di affrontare la complessità spaziale *"Perhaps the simplest view of spatial pattern is that of patches set in a background matrix, akin to islands in a featureless sea. The patches are generally homogeneous and similar one to another, and the matrix is ecologically neutral."* (Wiens, 1995b). Questo modello molto, troppo, semplificato costituiva in quel momento un grande passo in avanti e portò fruttuosi risultati nell'ecologia delle popolazioni in contesti frammentati in applicazione soprattutto della teoria delle meta popolazioni<sup>9</sup>, altro pregio riconosciuto da Manning è che i *"Landscape fragmentation models have undoubtedly been useful tools for communicating concepts about landscapes"* (Manning et alii, 2004).

<sup>9</sup> Cfr. M. E. Gilpin and I. A. Hanski. *"Metapopulation Dynamics: Empirical and Theoretical Investigations"*, Academic Press, London (1991)

### ***3.3. Riferimenti epistemologici per l'analisi dei concetti di frammentazione: la stabilizzazione di un campo di ricerca***

Le teorie epistemologiche sulle modalità in cui gli avanzamenti nel sapere scientifico si esplicano, e quali siano le dinamiche che li regolano non sono certo l'obiettivo di questo studio ma, volendo mostrare come un intero ramo della ricerca scientifica si sia concentrato più nel "dimostrare" una metafora anziché utilizzarla semplicemente come un punto di partenza per l'aumento della conoscenza, alcune considerazioni sono doverose.

Nella genesi di un campo disciplinare il primo passo è la definizione del problema concettuale da risolvere e il problema è definito all'interno del contesto di un insieme di fattori che sono considerati esterni al problema stesso. Il modo in cui ciò avviene è parte integrante della ricerca.

I problemi non possono essere definiti senza un'idea del loro contesto concettuale, sebbene questo non debba essere saldamente articolato.

Altri concetti importanti chiariscono il processo di definizione del campo di ricerca. Il primo, che possiamo chiamare "spazio di contrasto" (Dyke, 1988) definisce le possibili interpretazioni alternative del fenomeno che deve essere spiegato, ogni alternativa appartiene ad uno spazio di contrasto e scegliendo le alternative ammissibili si definisce implicitamente lo spazio di contrasto, che per definizione di dibattito scientifico e falsificabilità dovrebbe essere aperto. Qui subentra il secondo concetto chiave, la "chiusura esplicativa" (Dyke, 1988), che possiamo introdurre con un esempio elementare: la chiusura esplicativa si ottiene quando, date due spiegazioni alternative di un fenomeno, confutarne una significa rafforzare l'altra. Ciò corrisponde all'ideale paradigmatico della verifica delle ipotesi, che consiste nel costruire situazioni o esperimenti che risultino senza ambiguità supportare o confutare un'ipotesi.

Un'efficace delimitazione del campo della ricerca facilita ciò che Hacking, rispetto alle scienze sperimentali, chiama "stabilizzazione della ricerca",

concetto questo che secondo Haila (Haila 1998, 2002) può essere esteso anche alle scienze tipicamente ipotetico-deduttive quali l'ecologia.

Perché la scienza mantenga una coerenza concettuale interna, le nuove idee devono essere collegate a concetti o convinzioni già adottate, la "genealogia" è un metodo sistematico per analizzare i cambiamenti concettuali che si dispiegano all'interno di un particolare campo. L'analisi genealogica di specifici campi di ricerca punta non soltanto alla definizione del percorso storico di un'idea, ma piuttosto alla definizione delle dinamiche del pensiero della disciplina in un contesto ampio di relazioni tra la ricerca e la società.

I nuovi concetti portano nuove prospettive per il riconoscimento dei quesiti della ricerca, nuovi modi di focalizzare i problemi e nuovi criteri attraverso i quali definire le "verità" del campo specifico. In un certo senso possiamo affermare che un concetto accettato si trasforma in un soggetto che assume il potere di definire obiettivi nella ricerca, risolvere dispute e giustificare conclusioni.

L'analisi condotta sul concetto di frammentazione che segue, è quindi basata sui due presupposti teoretici enunciati:

- il primo è il concetto di "stabilizzazione" di Ian Hacking (the self vindication of laboratory sciences, 1992) secondo cui la fondazione di ogni tradizione di ricerca vincente prende le mosse da una prima fase di stabilizzazione che si verifica attraverso un'auto-affermazione generata da un processo circolare esperimento-successo in cui ogni successo va a rafforzare la credibilità dell'intero filone di ricerca;
- il secondo è la "chiusura esplicativa" che definisce rigidamente lo spazio di confronto in cui si definiscono le alternative al modello, e all'interno del quale si operano le esclusioni delle alternative che, una volta eliminate, rafforzano le rimanenti.

### **3.3.1. Evidenze della chiusura esplicativa**

L'ipotesi di fondo, in accordo alla trattazione di Haila (Haila, 2002), è quindi che il particolare clima di preoccupazione rispetto ai temi dell'ambiente come

70

diffuso fenomeno sociale abbia prodotto un nuovo spazio di problemi per la ricerca ecologica che può essere ricondotto al fascino che il concetto di frammentazione ha esercitato sugli ecologi di quel periodo.

Sia la domanda sociale di prospettive di soluzione dei problemi dell'ambiente basate su approcci teorici di matrice ecologica, sia il forte legame con la percezione umana dello spazio naturale e quindi la sua facilità di facile comprensione e comunicazione, sia la "robustezza" della teoria sembravano poter fornire una valida chiave di lettura per i fenomeni di perdita di biodiversità per cause antropiche attraverso l'analogia con l'impoverimento delle specie presenti sulle isole oceaniche.

Così dalla visione metaforica conseguì la definizione dello spazio di contrasto della teoria della frammentazione con la formalizzazione delle questioni di interesse. Queste, nella fase iniziale della ricerca, si possono riassumere in una applicazione della teoria della biogeografia a frammenti di territorio continentale: l'obiettivo era stabilire la relazione tra il numero delle specie, o la presenza di una singola specie, in funzione dell'estensione areale del frammento. Molti studi confrontavano i frammenti classificandoli sulla base della loro estensione e quelli più grandi, che secondo l'ipotesi erano i più "intatti", erano presi come modello per il numero e per le tipologie delle specie con cui confrontare i frammenti più piccoli (Haila, 2002). In questo modo la teoria iniziò il suo percorso di stabilizzazione dato che sulla base di una metafora si impostavano gli studi in modo che la risposta che potevano dare era solo una, e concorde all'ipotesi<sup>10</sup>. Quindi passò l'idea che una piccola patch in qualunque contesto ambientale fosse un relitto sottoposto all'impoverimento genetico e al pericolo di estinzione. Anche i modelli spaziali di interpretazione del territorio prodotti dall'ecologia del paesaggio non sono sfuggiti a tale meccanismo. Prendendo ad esempio il primo modello generato (il

---

<sup>10</sup> *"... a small woodlot can sustain only a small number of individuals, and thus, of species, and a majority of these belong necessarily to the common species. Consequently, species assemblages in small fragments always appear to be impoverished compared with large fragments"* (Haila, 2002)

modello *patch-corridor*<sup>11</sup>, Forman & Godron, 1981): “[ ... ] *patch area has been shown to correlate strongly with species diversity [ ... ], but rarely has area been considered separate from habitat diversity. When patch area alone is evaluated, we find it to be an important determinant of species diversity, and that species groups [ ... ] respond differently to patch area.*” (Forman & Godron, 1981).

Alcuni studi affrontarono questa convinzione in modo critico, ma non generarono nessun significativo dibattito scientifico da parte della comunità di ricercatori impegnata sull’argomento.

Seguendo lo spunto di MacArthur & Wilson, l’applicazione metaforica delle equazioni prodotte dalla teoria della biogeografia delle isole “*to all natural habitats*” creò quindi la convinzione che l’impoverimento delle specie nei territori sottoposti all’azione antropica rispondesse alle stesse cause del medesimo fenomeno osservato e modellizzato per le isole oceaniche, ed entrambi erano esprimibili in termini formali con la stessa legge matematica.

Il filone di ricerca, verificando che frammenti e isole rispondevano al medesimo modello, aveva posto la prima pietra: i frammenti sono isole.

Dal punto di vista delle ricadute operative nel campo della pianificazione in senso lato, la teoria fu inizialmente utilizzata nel contesto del dibattito SLOSS (*single large or several small?*) sulla pianificazione delle aree protette in cui ci si interrogava sul numero ottimale e sulla migliore configurazione spaziale dei

---

<sup>11</sup> “*we ask whether the landscape is a recognizable and useful unit in ecology, with a distinctive structure and function that can be analyzed, as is done for organisms or ecosystems. What are the structural components of a landscape and their characteristics?*”. La risposta è semplice: “*Landscapes as ecological units with structure and function are composed primarily of patches in a matrix.*” (Forman & Godron, 1981). Va notato che la possibilità di spostarsi nella matrice, in questo caso, è considerato un fattore capace di smorzare l’analogia frammenti=isole infatti nel medesimo paper si legge: “*The landscape matrix may be used as a rest stop for many species moving between patches, particularly in the limited area of a landscape compared with extensive oceanic archipelagoes. Here the importance of isolation, a central characteristic of island biogeographic theory, is lessened.*”.



sistemi di aree protette, dal punto di vista strettamente biologico. Le aree protette erano trattate e modellizzate alla stregua di isole secondo un'altra visione metaforica introdotta da Preston<sup>12</sup> che, nei primi anni '60 (Preston, 1962), proponeva la connessione tra aree protette come deterrente al pericolo della loro "insularizzazione" e del conseguente impoverimento genetico. Fa notare Whittaker *"It was therefore to island biogeography that many scientists turned in the search for predictive models of the implications of fragmentation and for guidance as to how best to safeguard diversity. The implications of increasing insularity for conservation were recognized in the seminal works of Preston (1962) and MacArthur and Wilson (1963, 1967), [ ... ] MacArthur and Wilson's model provided the theoretical basis to develop this argument, allowing conservation scientists to explore the outcomes of differing configurations of protected areas, assuming them to act as virtual islands in a 'sea' of radically altered and thus essentially empty habitats. One early manifestation of this research programme was the so-called SLOSS debate, which posed the question 'given the opportunity to put a fixed percentage of land into conservation use is it better to opt for a Single Large Or Several Small reserves?' Here the focus is on the entire regional assemblage of species and how to maximize the carrying capacity of the protected area (i.e. habitat island) system."* (Whittaker, 1998).

Su queste basi prese le mosse il nuovo filone della *conservation biology* :

*"Until the mid-1970s, conservation biology was not a distinct science. Rather, it was part of ecology and wildlife biology and largely consisted of research on the autecology and habitats of species of particular concern. In 1974-1975, the application of the dynamic equilibrium theory of Island biogeography to the design of nature preserves helped inaugurate a new conservation biology as well as a new kind of biogeography." Simberloff's characterization has*

---

<sup>12</sup> Da considerarsi il reale precursore del concetto di corridoio ecologico: *"A park can no doubt be "managed", in some cases, so as to preserve certain particularly attractive species, but the total number of species must in the long run fall to a rather low level. The only remedy is to prevent the area from becoming an "isolate" by keeping open a continuous corridor with other preserved areas"* (Preston, 1962).

*paradoxical implications: a misleading metaphor inaugurating conservation biology as a distinct science...*” (Haila, 2002). Infatti nel 1975 Diamond utilizzava le equazioni prodotte per la Galapagos da MacArthur & Wilson per predire, con l’approccio fortemente determinista tipico dell’epoca, il numero di specie che potevano sopravvivere, di quale tipologia fossero in quanto tempo si sarebbero estinte, premettendo che *“System of natural reserves, each surrounded by altered habitat, resembles a system of islands from the point of view of species restricted to natural habitats. Recent advances in island biogeography may provide a detailed basis for understanding what to expect of such a system of reserves.”* (Diamond, 1975).

L’accettazione dell’analogia “riserve=isole” implica che ciò che non è “riserva” (o “frammento”) sia il complemento alle isole nella realtà esperita cui la metafora richiama, e cioè il mare. L’analogia ha quindi come corollario immediato: “contesto=mare”<sup>13</sup>. Tale completamento della visione metaforica si può individuare nella sua forma più completa nell’assunto: *“The fundamental assumption is that nature reserves act as habitat islands in an inhospitable sea of environment that has been modified by man, and thus that the empirical findings of island biogeography are pertinent”* (Gilpin & Diamond, 1980).

Il postulato più criticabile che sta alla base di tale analogia è che le aree che circondano le riserve siano ecologicamente neutre se non totalmente ostili alle specie che vivono all’interno delle riserve stesse<sup>14</sup>, tale assunto deve ancora essere provato in modo empirico e di sicuro non è soggetto alla possibilità di generalizzazione dato che, se può avere validità in contesti sottoposti a forti pressioni antropiche, non è detto che ciò sia vero anche in contesti di elevata qualità ecologica (Bunnell, 1999; Brotons et alii, 2003; Driscoll, 2005, Waitling & Donnelly, 2007).

Anche l’uniformità del frammento come unità di analisi fu accettata implicitamente nella fase iniziale in cui il filone di ricerca prendeva forma, era

---

<sup>13</sup> Apprendo così la via alla metafora “normativa” del tipo isola/connesione

<sup>14</sup> Si può banalmente attaccare questa idea semplicemente immaginando un’area protetta in una zona impervia in cui vivono branchi di lupi, e intorno si trovano specialmente terreni a pascolo...

infatti l'estensione spaziale, l'area, la variabile indipendente, il fattore più importante quello su cui la ricerca si stava concentrando.

Allo stesso modo, come nella teoria della biogeografia delle isole il mare non era considerato se non come elemento spaziale di distacco dalla terraferma<sup>15</sup>, il contesto in cui sono inseriti i frammenti non venne studiato a fondo. Fa notare Haila, ricordando come, in quel particolare momento storico, l'ecologia avesse già ben chiaro che qualunque situazione di omogeneità implica la negazione del trascorrere del tempo, che *"The uniformity assumption provides another example of the significance of the contrast space within which explanatory closure is reached. A contrast space focused on species number as a function on fragment area does not allow the articulation spatial and temporal variability as significant factors."* (Haila, 2002).

In sintesi possiamo affermare che attraverso la seducente analogia tra frammenti e isole oceaniche, e grazie alle nuove prospettive che proponeva nell'affrontare la complessità, un rigoroso contrasto tra frammenti o riserve e la matrice fu accettato come assunzione fondamentale. Inoltre gli ambienti frammentati, ritenuti omogenei, sono modellizzati come proiettati su uno sfondo naturale idealizzato come costante nel tempo e spazialmente omogeneo, producendo così lo strumentale allontanamento dei concetti già acquisiti su come la variazione ambientale influenzi la composizione delle popolazioni.

Secondo l'autore il fatto che siano passate indenni al vaglio della comunità scientifica sia l'ipotesi di contrasto totale tra patch e matrice, sia l'ipotesi di uniformità forniscono un chiaro esempio della chiusura dello spazio di contrasto scientifico, uno spazio di contrasto delimitato dalla relazione specie-area come unico elemento importante (numero di specie come funzione direttamente proporzionale alla dimensione dei frammenti) che semplicemente non ammette

---

<sup>15</sup> E anche questo è ormai noto sia un assunto scorretto visto che almeno un elemento è in forte connessione con esso: la vegetazione che risponde alla salinità del terreno

l'articolazione del concetto di variabilità spazio-temporale come fattore significativo.

Tutto ciò ovviamente non era posto esplicitamente come ipotesi iniziale, ma queste sono le assunzioni implicite che si accettano applicando la teoria della biogeografia delle isole a porzioni di terraferma.

### ***3.4. Postulati latenti: le basi della fragilità del modello di rete ecologica***

Il nesso tra la pianificazione delle reti ecologiche e la teoria della frammentazione (quindi per quanto detto finora con la teoria della biogeografia delle isole) è più che altro una relazione parentale. La correlazione tra le assunzioni sulla bontà scientifica del modello di rete ecologica, come elemento di mitigazione dei problemi legati alla frammentazione, sancita dalla sua rispondenza ai criteri scientifici della teoria delle biogeografia delle isole e di quella geografico-pianificatoria in quanto rispondente a quelli spaziali dell'ecologia del paesaggio, è il punto.

Il potente valore metaforico e l'*abitus* razional-comprensivo della teoria delle reti ecologiche si basano su presupposti non così solidi come sembra. Le precedenti considerazioni mostrano come le assunzioni, il cui supposto valore di generalità è implicito nella varietà di politiche che le prevedono o consigliano, siano a confronto con realtà più ampie di quelle a cui sono capaci di aderire come modelli descrittivi.

Infatti mentre la comunità scientifica continua la disputa sulla reale efficacia del modello e del paradigma di rete ecologica, i progetti sono chiamati a confrontarsi ad ogni scala con territori molto differenti. Il risultato è ciascun gruppo di lavoro è chiamato a declinare, reinterpretare e ampliare le semplici categorie componenti la rete (nodi - connessioni - fasce di protezione) per renderle coerenti con i territori che dovranno ospitarle.

Nato per indirizzare le politiche di conservazione per affrontare il problema della frammentazione in un contesto storico-concettuale fortemente

76

influenzato dalle suggestive metafore della Teoria della Biogeografia delle Isole e dalla pressione alla soluzione dei problemi ambientali portata dalla nascita dell'ambientalismo, il modello si configura, quindi, come solido paradigma "d'assalto" o "d'urgenza" che, alla scala di area vasta, però mal si coniuga con le sfumature dei territori che mantengono un carattere di complessità ecologica che li rende inadatti ad essere pensati come "polarizzati" tra il dominio dei disturbi (antropici o naturali) e quello delle dinamiche ecologiche "indisturbate".

Il superamento di queste difficoltà richiede una formalizzazione del sistema di postulati latenti<sup>16</sup> derivati che sottendono il modello di rete ecologica influenzando subdolamente la sua validità e creando quel senso di rassegnazione alla sconfitta dell'imprecisione, che, chi è chiamato a confrontarsi con questi temi, può sopportare solo animato dal pensiero di gettare le basi, fragili, per miglioramenti successivi.

Il sistema dei postulati latenti può essere articolato in due fasi: la prima legata alla stabilizzazione della teoria della frammentazione e la seconda legata alla implementazione nelle politiche territoriali del modello di rete ecologica.

Già agli inizi degli anni '80 le assunzioni per lo studio della frammentazione erano compiutamente formulati e stabilizzati grazie alla chiusura esplicativa operata limitando la ricerca alla conferma della validità della curva specie-area per i frammenti (Haila, 2002):

- L'analogia delle isole frammenti = isole
- Il netto contrasto tra i frammenti e il contesto il contesto = mare
- L'uniformità degli oggetti i frammenti sono univocamente definibili e sono omogenei e di conseguenza anche il contesto lo è

Questi evolvono in un sistema di postulati più complessi e più vicini alle tematiche della pianificazione del territorio:

---

<sup>16</sup> La mancata dichiarazione delle ipotesi iniziali o del campo di validità del modello li trasforma in un sistema di assunzioni implicite che viene "sottoscritto" nel momento in cui si inizia a parlare di rete e viene evidenziato dalle necessità del progetto

- Esiste un chiaro contrasto tra patch definite secondo la percezione umana del territorio e il contesto
- La percezione umana di qualità di una patch corrisponde a quella di molte specie animali
- La correlazione tra pattern territoriali (area e dislocazione delle patch) e funzioni ecologiche è ragionevolmente rappresentativa dei processi ecologici che sono legati causalmente alla distribuzione delle specie

Il sistema dei postulati latenti può essere ulteriormente declinato in due categorie che rappresentano le assunzioni che qualunque gruppo di lavoro compie quando sceglie di affrontare il tema della progettazione di una rete ecologica partendo dai modelli classici dell'ecologia del paesaggio (modello *patch-matrix*). Quindi una riguarda le patch e un'altra la matrice. Riassumendo le assunzioni per le *patches* possiamo dire che:

- esiste un chiaro contrasto tra frammento e matrice
- i frammenti sono comparabili ad isole e come tali rispondono alle leggi formalizzate dalla Teoria della Biogeografia delle Isole
- è possibile definire i frammenti come omogenei
- la definizione da parte dell'uomo dei frammenti corrisponde alla percezione delle specie, cioè anche le specie animali percepiscono le stesse caratteristiche che ci consentono di delimitare i frammenti
- la definizione da parte dell'uomo della qualità dei frammenti corrisponde alla percezione di molte specie, cioè l'uomo può definire quali patch sono "migliori", l'uomo può cogliere la natura e i frammenti sono elementi positivi per la maggior parte delle specie

Mentre per ciò che riguarda la matrice si può dire che:

- se i frammenti sono come isole, allora, per analogia, la matrice (mare) è ostile alla maggior parte degli organismi
- se i frammenti sono come isole, allora esiste una relazione causale tra connessione e connettività
- il tempo è escluso dalle considerazioni: la condizione precedente alla frammentazione è l'uniformità

Come notano Fischer & Lindenmayer (Fischer & Lindenmayer, 2006) tali assunzioni non esplicite si sono materializzate nella stabilizzazione di alcuni criteri per la progettazione spaziale orientata alla conservazione:

- per la connettività *patch* estese sono più importanti di *patch* piccole e, in generale, le *patch* sono più importanti della matrice
- connessioni tra le *patch* aumentano la connettività ecologico-funzionale del territorio
- un insieme compatto di *patch* è preferibile ad un altro composto dalle stesse ma spazialmente più disperse

È fondamentale chiarire come questo sintetico elenco abbia solo la velleità di definire quali idee ormai consolidate sottendano il modello di rete ecologica e, per il semplice fatto di non essere espresse come confini del dominio di applicabilità del concetto, ne diminuiscono la validità consentendo che questo si confronti anche con contesti che non appartengono al suo “campo di esistenza” perdendo di credibilità e potere persuasivo oltre che produrre risultati di dubbio valore per il territorio.

Infatti possiamo dire, sintetizzando, che il modello di rete ecologica fu adottato dalle discipline della pianificazione territoriale come solido paradigma “d’assalto” della dimensione ambientale contro il processo di frammentazione legata ai fenomeni di metropolizzazione e diffusione urbana, inquinamento, all’incremento delle reti infrastrutturali alla nuova agricoltura monocolturale e intensiva, ma oggi mal si coniuga con le sfumature dei territori che dovrebbe proteggere e regolare: i territori non ancora suddivisi in modo dicotomico tra il dominio dei disturbi antropici e quello dei processi naturali.

I postulati latenti rappresentano un sistema di regole non scritte, di assunzioni, di convenzioni accettate adottando il modello di rete ecologica “a scatola chiusa” come spesso accade nell’importazione di strumenti in discipline differenti da quella di origine, e costituisce il nucleo che consente di motivare tutti i punti critici individuati e banalmente costituisce, all’interno della presente ricerca, il nucleo di partenza, l’ossatura delle nuove categorie

interpretative che guideranno lo sviluppo e l'analisi dei nuovi spunti sia paradigmatici che operativi.



### **3.5. Bibliografia citata nel capitolo**

Brotons, L.; Monkkonen, M. & Martin, J. L. (2003), "Are fragments islands? Landscape context and density-area relationships in boreal forest birds", vol. 162, no. 3 *The American Naturalist*, 343-357.

Bunnell, F. L. (1999), *What habitat is an island?*, Brill Press, Leiden, Netherlands., capitolo in "Forest Fragmentation: wildlife and management implications" - Rochelle, J.A. and Lehmann, L.A. and Wisniewski, J. (a cura di), pp. 1-31.

Burel, F. & Baudry, J. (2003), *Landscape ecology: concepts, methods, and applications*, Science Publishers, Inc. Enfield, NH, USA.

Diamond, J. M. (1975), "The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves", *Biological Conservation* 7, 129-146.

Dunlap, R. E. & Mertig, A. G. (1992), *American environmentalism*, Taylor & Francis, New York.

Dyke, C. (1988), *The evolutionary dynamics of complex systems: a study in biosocial complexity*, Oxford University Press, Oxford.

Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. (2006), "Beyond fragmentation: the continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes", *OIKOS* 112, 473-480.

Forman, R. T. & Godron, M. (1986), *Landscape Ecology*, J. Wiley & Sons, New York, New York, USA..

Forman, R. T. & Godron, M. (1981), "Patches and structural components for a landscape ecology", *BioScience* 31, 733-740.

Forman, R. T. T.; Galli, A. E. & Leck, C. F. (1976), "Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implications", *Oecologia* 26, 1-8.

Gambino, R. (2009), *Trame di paesaggi*, UTE, capitolo in "Le frontiere della geografia" - (autori vari), pp. 227-244.

- Gilpin, M. E. & Diamond, J. M. (1980), "Subdivision of nature reserves and the maintenance of species diversity", *Nature* 285, 567-568.
- Haila, Y. (2002), "A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology", *Ecological Applications* 12, 321-334.
- Haila, Y. (1998), "Political undercurrents of modern ecology", *Science as Culture* 7, 465-491.
- Hacking, I. (1992), *The self-vindication of the laboratory sciences*, The University of Chicago Press, Chicago, capitolo in "Science as practice and culture" - Pickering, Andrew (a cura di), pp. 29-64.
- Hellsten, I. (2002), *The politics of metaphor: biotechnology and biodiversity in the media*, Tampere University Press, Tampere.
- Keulartz, J. (2007), "Using metaphors in restoring nature", *Nature and Culture* 2, 27-48.
- Lakoff, G. & Johnson, M. (1980), *Metaphors we live by*, The University of Chicago Press.
- Lefeuvre & Barnaud, 1988. (1988), "Écologie du paysage: mythe ou réalité?", *Bulletin d'Écologie* 19, 493-522.
- MacArthur, R. & Wilson, E. O. (1967), *The theory of island biogeography*, Princeton University Press.
- Manning, A. D.; Lindenmayer, D. B. & Nix, H. A. (2004), "Continua and Umwelt: novel perspectives on viewing landscapes", *Oikos* 143.
- Naveh, Z. & Lieberman, A. S. (1984), *Landscape ecology, theory and application*, Springer-Verlag, New York, New York, USA..
- Philippon, D. J. (2004), *Conserving Words: How American Nature Writers Shaped the Environmental Movement*, University of Georgia Press.
- Preston, F. W. (1962), "The canonical distribution of commonness and rarity", *Ecology* 43, 185-215.
- Risser, P. G. (1995), "The Allerton Park workshop revisited - A commentary", *Landscape Ecology* 10, 129-132.

Risser, P. G.; Karr, J. R. & Forman, R. T. T. Wiens, J. A., ed., (2007), Landscape ecology: directions and approaches (1983), Columbia University Press, capitolo in "Foundation papers in landscape ecology", pp. 254-264.

Strong, D. H. (1988), Dreamers and defenders: american conservationists, University of Nebraska press.

Turner, M. G. (2005), "Landscape Ecology in North America: past, present and future", Ecology 86, 1967-1974.

Waitling, J. I. & Donnelly, M. A. (2006), "Fragments as islands: a synthesis of faunal responses to habitat patchiness", Conservation Biology 20, 1016-1025.

Whittaker, R. J. (1998), Island biogeography: ecology, evolution, and conservation, Oxford University Press.

Wiens, J. A. (1995a), "Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation", Ibis 137, 97-104.

Wiens, J. A. (1995b), Landscape mosaics and ecological theory, Chapman & Hall, capitolo in "Mosaic landscapes and ecological processes" - Hansson, Lennart and Fahrig, Lenore (a cura di), pp. 1-26.

Wiens, J. A. (1976), "Population responses to patchy environments", Annual Review of Ecology and Systematics 7, 81-120.

Wiens, J. A.; Crawford, C. S. & Gosz, J. R. (1985), "Boundary dynamics-a conceptual framework for studying landscape ecosystems", Oikos 45, 421-427.

Crooks, K. R. & Sanjayan, M., ed. (2006), Connectivity Conservation, Cambridge University Press, New York.

## 4. Verso il superamento del modello patch-corridor-matrix

### 4.1. *Requisiti concettuali*

Il sistema dei postulati latenti fornisce una chiave di lettura importante, innanzi tutto è possibile motivare le principali difficoltà operative che si incontrano nella pratica pianificatoria quando si deve affrontare il progetto di una rete ecologica, siano esse legate agli aspetti critici tecnico-scientifici, prettamente urbanistici o socio-istituzionali.

Il primo passo nella definizione di un nuovo contesto teoretico in cui inserire e analizzare il modello di rete ecologica come strumento per la pianificazione del territorio non può che essere accompagnato da un salto concettuale nell'analisi dei componenti la rete. La necessità di una dimensione processuale più che geografico-strutturale impone che i componenti la rete ecologica siano analizzati come categorie funzionali staccandosi, momentaneamente, dal loro significato spaziale, e attribuendo nuove funzioni e nuovi significati alle porzioni di territorio che l'attuale modello di rete o non considera o relega all'interno di politiche di settore<sup>17</sup> incapaci di espletare quel ruolo strategico che il modello di rete ha invece nelle sue corde e nei suoi obiettivi.

---

<sup>17</sup> Per un approfondimento si veda "Aree Agricole ad alto valore naturale: dall'individuazione alla gestione" - --ISPRA- Manuali e linee guida: 62/2010, pubblicato nel luglio 2010 e "Indicatori di Biodiversità per la sostenibilità in Agricoltura - Linee guida, strumenti e metodi per la valutazione della qualità degli agro ecosistemi" ISPRA, 2009.

Affrontare i problemi connessi ad una visione dicotomica della realtà per incorporare tra i concetti guida sia teoretici che operativi la variazione graduale delle variabili territoriali e il superamento del postulato dell'omogeneità dei frammenti porta feconde conseguenze e costituisce il centro della proposta metodologica. Altri concetti guida si mostrano dall'analisi delle assunzioni sulla matrice territoriale:

- restituire centralità al ruolo della matrice predisponendo un modello capace di valutare senza “pregiudizi” le funzionalità ecologiche e i processi legati all'uomo
- svincolarsi dall'equazione, che rappresenta categorie fisiciste e razional-comprehensive e lega in modo inscindibile connessione fisica e connettività, per esplorare un panorama più ampio dei significati della connettività svincolato dalle limitazioni di tali categorie
- tenere conto della dimensione temporale inserita in una visione strategica delle trasformazioni territoriali

Il salto concettuale necessario implica che gli elementi costitutivi della rete debbano essere intesi come categorie di funzioni, processi piuttosto che forme, infatti la contestualizzazione territoriale della rete ha bisogno di potersi muovere all'esterno di vincolanti categorie spaziali, senza ricadere inconsciamente nelle approssimazioni derivanti dall'accettazione acritica dei postulati latenti per definire quali porzioni di territorio possano rispondere alle funzioni che ciascuna è chiamata ad esplicare e sostenere così i processi ambientali.

A sostegno di tale quadro il superamento del modello *patch-corridor-matrix* è la condizione necessaria e sufficiente, e per tale ambiziosa operazione si devono avere delle solide categorie interpretative che, nel presente studio sono rappresentate dalla critica al sistema dei postulati latenti. Per guadagnare la consapevolezza degli argomenti disciplinari altri al contesto della pianificazione, e per facilitare l'integrazione dei diversi “saperi”, il primo passo è analizzare i fermenti in tale direzione all'interno della disciplina dell'ecologia del paesaggio.

85

## **4.2. *Le avanguardie della Landscape Ecology verso il superamento del paradigma patch-matrix***

### **4.2.1. Il panorama dei modelli alternativi di interpretazione del paesaggio interni al campo delle discipline biotiche**

#### **4.2.1.1. *Habitat variegation model***

Il modello è stato inizialmente proposto da McIntyre e Barrett nel 1992 (McIntyre & Barrett, 1992) e successivamente approfondito da McIntyre e Hobbs nel 1999 (McIntyre & Hobbs, 1999).

Nella descrizione originale degli autori le considerazioni iniziali riguardano proprio il concetto di frammentazione e come questo implichi che residui di habitat vengano modellizzati come isolati da zone che funzionano da ambienti ostili alla maggior parte degli organismi presenti nei residui, i quali devono, per sopravvivere, contare o su corridoi connettivi o su ampi *range* di dispersione sul territorio. Questo viene confrontato con alcuni esempi di contesti geografici ove risulta non applicabile per la difficoltà di distinguere i patch dalla matrice<sup>18</sup>, per mostrare il bisogno di un modello differente, che tenga conto del fatto che in simili contesti non ci sono reali barriere nonostante le modificazioni che il paesaggio ha subito.

Viene introdotto il concetto di paesaggi “variegati” piuttosto che completamente naturali o completamente compromessi, e ancora composti da importanti frazioni di habitat naturali che costituisce proprio il punto di partenza del ragionamento degli autori.

---

<sup>18</sup> Viene proposto come esempio il disperdersi della copertura arborea in alcuni contesti agricoli che diminuisce gradualmente in densità che rende ogni operazione di delimitazione assolutamente arbitraria.

L'obiettivo dichiarato è proporre un contesto operativo unificato capace di integrare il modello variegato e il modello di frammentazione all'interno di una visione unitaria che si articola attraverso la definizione di quattro livelli di alterazione: intatto, variegato, frammentato, e relitto.

La classificazione nei suddetti livelli è costruita in funzione dei disturbi esogeni e differenzia l'alterazione del paesaggio per cause "naturali" riconoscibili non dalla causa ma bensì dalla stabilità nel tempo (anche le pressioni antropiche "storiche" fanno parte dei disturbi endogeni), da quella indotta attraverso usi e trasformazioni del territorio che producono impatti di tipo "impulsivo". Inizialmente si nota infatti come i disturbi siano uno dei principali fattori che definiscono la struttura e la funzione degli ecosistemi, che controllano la diversità delle specie e producono rinnovamenti.

In ogni caso una distinzione va fatta tra i disturbi a cui un sistema è stato esposto ripetutamente attraverso la sua storia evolutiva e i disturbi recenti che impattano sul sistema in modo "impulsivo" (disturbi esogeni). Questi sono spesso il risultato di cambiamenti nelle attività umane e portano a modificare gli ecosistemi e ad abbassare il numero di specie in modo irreversibile, per questi motivi sono il principale fattore di alterazione del paesaggio.

L'effetto principale dei disturbi è riconosciuto nella perdita delle caratteristiche strutturali della copertura vegetazionale originaria e la significativa riduzione del numero di specie presenti e nell'alterazione degli stati del paesaggio.

Come detto gli stati possibili di alterazione sono quattro: intatto, variegato, frammentato, relittuale e rappresentano segmenti lungo una distruzione continua della condizione precedente: una uniforme copertura (matrice<sup>19</sup>) di habitat.

Nei paesaggi intatti e variegati l'habitat forma ancora la matrice mentre nello stato frammentato questa è composta da "habitat distrutto".

---

<sup>19</sup> Il termine matrice è qui usato con il senso biologico di un mezzo in cui gli oggetti sono contenuti, e che occupa la maggior parte del territorio.

Sebbene alcune appaiano arbitrarie si possono ipotizzare soglie nelle caratteristiche geometriche del paesaggio che colleghino lo stato degli habitat e gli effetti sui viventi. Gli autori propongono la prima distinzione funzionale tra paesaggi variegati e frammentati supportata da modelli teorici che indicano come al sopra del 60% di habitat intatto questo sia praticamente non frammentato. Tra il 10 e il 60% di habitat intatto il grado di frammentazione viene collegato alla capacità di spostamento degli organismi e dall'assetto degli habitat (il 30% di habitat residuo potrebbe bastare per uccelli e mammiferi ma gli organismi meno mobili potrebbero essere colpiti dai problemi della frammentazione). Al di sotto del 10% gli habitat intatti sono al livello relittuale e gli effetti della frammentazione sono molto importanti.

I disturbi esogeni sono quindi centrali nel discorso e sono riconosciuti capaci, oltre a risultati eclatanti come la distruzione di interi habitat, anche di effetti meno intensi sugli habitat rimanenti modificandone la struttura, la composizione biotica, o il funzionamento ecosistemico nel tempo. Se queste influenze sono protratte possono portare alla distruzione dell'habitat o causare improvvisi passaggi da uno stato ad uno molto più degradato. Importante notare come gli autori sottolineino la distinzione tra modificazione e distruzione degli habitat come utile modo per descrivere le distribuzioni spaziali delle alterazioni del paesaggio.

Le alterazioni creano uno strato di variazioni al di là delle modificazioni dirette causate dalla distruzione della vegetazione. Sebbene l'estensione della distruzione di habitat definisca lo stato del paesaggio nel suo assetto, le modificazioni descrivono la condizione degli habitat restanti.

La classificazione precedente viene poi riletta e collegata agli usi del suolo

- Territori intatti: il grado di intervento umano è molto basso e gli habitat sono pressoché intatti, proprio queste caratteristiche spostano l'attenzione verso i gradienti delle modificazioni più che sulla distruzione di questi. Paesaggi intatti sono associati sia ad usi intensivi che estensivi, sono esempi tipici i sistemi agricoli del vecchio continente



che vedono nell'abbandono delle tecniche tradizionali il maggiore fattore di disturbo.

- Territori variegati: costituiscono il principale esempio di paesaggi variegati i pascoli a bosco di eucaliptus in Australia (per interpretarli è nato il modello), in pratica in molte zone si nota come il pascolo sia la matrice e i boschi (di densità differenti) le *patches*. La distruzione di habitat dipende essenzialmente dalla realizzazione di insediamenti umani e dalla sostituzione delle specie locali per specie esotiche che meglio rispondono al pascolo migliorato. Le modificazioni a cui è sottoposto il paesaggio sono dovute alla presenza di bruschi confini e gradienti. Un altro esempio è costituito dalle foreste tropicali in cui gli eco mosaici sono foresta vergine e una serie di sistemi trasformati con vari gradi di intensità. Gli autori suggeriscono come paesaggi variegati siano spesso associati a usi del suolo che impongono un ampio *range* di disturbi esogeni molto differenti tra loro, in pratica il primo gradiente che si può individuare è nei disturbi che definiscono un mosaico variegato.
- Territori frammentati: l'esempio proposto è il territorio del *wheatbelt* in Australia, che presenta *patches* di vegetazione nativa in una matrice agricola e vari frammenti dovuti al pascolo. Gli studi indicano che la matrice non costituisce habitat per molte specie vegetali e animali presenti ma in ogni caso non è ostile a tutti. La principale differenza tra paesaggi frammentati e variegati si può individuare nella struttura dei disturbi esogeni. Nei paesaggi frammentati il grado di distruzione è maggiore e i disturbi tendono in generale ad essere strettamente correlati e coerenti tra loro. Il risultato prodotto è una chiara definizione dei confini tra le classi prodotte dalle modificazioni degli habitat e gradienti di modificazione molto ridotti (*range* di variazione...) l'esempio tipico sono i fenomeni di urbanizzazione. Restano dei gradienti di modificazione ma nei paesaggi frammentati sono superati dall'intensità dei fenomeni di distruzione degli habitat.

89

- Territori relitti: sono associati nella maggior parte dei casi a regioni dove sono maggiori gli effetti dello sviluppo urbano e dell'agricoltura intensiva, condizioni che portano gli habitat allo stato di frammenti sottoposti ad una immensa pressione esercitata dagli usi della matrice, ciononostante con una gestione appropriata anche questi frammenti possono mantenere una residua funzionalità ecologica.

Nelle conclusioni cui giungono gli autori il modello *patch-corridor-matrix* (al tempo dominante) è proposto come affetto da una potente visione antropocentrica del mondo, gli elementi che individua come strutturanti per ogni paesaggio infatti sono gli stessi identificati nella percezione umana e quindi descrivono il paesaggio alla scala dell'esperienza umana. Nella teoria della frammentazione i frammenti sono intesi come entità strutturali tangibili e facilmente identificabili, ma è ovvio affermare che un paesaggio descritto secondo un modello antropocentrico non è detto che sia lo stesso che percepiscono gli organismi.

L'importanza della scala della percezione umana dei fenomeni di alterazione del paesaggio è comunque riconosciuta di fondamentale importanza, infatti i processi di modificazione e distruzione degli habitat sono molto spesso il risultato di attività umane e quindi la maggior parte dei cambiamenti strutturali del paesaggio sono proprio alla scala umana ed è proprio la corrispondenza tra effetti ecosistemici ed effetti visibili tipica dei paesaggi frammentati (in cui i disturbi sono fortemente collegati tra loro) a rende questi così interessanti e attrattivi per la ricerca.

Gli autori propongono che l'obiettivo delle azioni di conservazione sia venuto sull'invertire o, come minimo, fermare i processi di distruzione e modificazione con priorità che discendono dal paesaggio in esame. Nei paesaggi intatti e variegati la priorità individuata è invece il mantenimento della matrice, mentre nei paesaggi frammentati e relitti sarà il ripristino degli habitat degradati e la creazione di zone cuscinetto per la protezione dagli influssi della matrice e il ripristino della connettività con l'obiettivo di tornare ad uno stato variegato.

#### 4.2.1.2. *Landscape continuum model*

Il modello, inizialmente proposto da Manning, Lindenmayer, e Nix (Manning et alii, 2004), fu poi approfondito da Fischer e Lindenmayer due anni dopo (Fischer & Lindenmayer, 2006) e si pone in continuità con il discorso proposto da McIntyre e Hobbs (McIntyre & Hobbs, 1999).

Per rafforzare la critica del modello di frammentazione lo studio si concentra sull'esplorazione di due concetti che hanno fondamentali implicazioni nella comprensione del paesaggio e dell'ecologia del paesaggio: il concetto di "continua" in natura, e il concetto di "umwelt" (von Uexüll, 1957) come percezione e risposta individuale al livello di specie.

Il concetto di continua è accettato nel contesto delle scienze botaniche da molti decenni, e ha preso piede per antitesi rispetto alla *community-unit theory* secondo la quale le comunità vegetali si sono sviluppate in "unità omogenee, discrete e ben riconoscibili". Gli autori fanno notare come, sin dalla sua nascita del filone di ricerca sulla frammentazione, la maggior parte degli sforzi si focalizzarono sui vertebrati semplificando la vegetazione come il semplice habitat degli animali, e, nonostante l'importanza del concetto di continua in botanica, questo non è stato recepito e considerato dall'ecologia animale e dalle teorie sulla frammentazione. Si possono definire due classi: *environmental continua* e *spatial continua*.

La prima centra l'attenzione sul fatto che la vegetazione presenta una variazione graduale della composizione delle specie attraverso gradienti ambientali (*environmental gradients*), e ogni specie ha una distribuzione individualistica e indipendente. Gli *environmental gradients* sono variazioni in uno spazio ecologico astratto, quindi siti differenti possono essere vicini in tale spazio ma lontani nello spazio geografico. Sebbene il concetto fosse storicamente affermato e già calato nel contesto della zoologia fu ignorato nell'ecologia animale.

La seconda, invece, centrando sul concetto precedente *spatial continua* si esplica nello spazio geografico. McIntyre and Hobbs (McIntyre & Hobbs, ,

1999) riconoscono il processo di frammentazione come non agente per categorie e verificantesi in un *continuum*. La loro convinzione di fondo era che ragionare soltanto su due categorie dicotomiche (habitat o non-habitat) fosse troppo semplicistico e non correlato alla reale complessità dei fenomeni e della natura dei paesaggi.

Gli autori sono inoltre convinti che il modello della frammentazione così proposto sia il risultato di un potente approccio antropocentrico verso la natura, che fallisce nel tener conto della percezione che gli organismi hanno dei paesaggi. Venne così rinforzato il termine di “*habitat variegation*” e la valutazione dell’intensità dei disturbi di suddividere in quattro classi il continuo degli stati del paesaggio: intatto, variegato, frammentato e relittuale.

Il collegamento tra i concetti di continua ambientale e spaziale si fa riferimento al concetto di *umwelt* (von Uexkull, 1957) dato che incorpora sia la percezione che la risposta degli organismi: è il mondo dei fenomeni o il *self-world* di un organismo, l’ambiente così come viene percepito da quel particolare organismo piuttosto che l’habitat fisico percepito dagli esseri umani. Differenti organismi percepiscono e rispondono allo stesso paesaggio in modi differenti, anche in senso temporale, così il concetto di *umwelt* incorpora non solo la percezione e la risposta alla continuità degli habitat, ma anche ai gradienti ambientali: la fruizione di un particolare ambiente da parte di un organismo varia in modo continuo piuttosto che risolversi in una percezione di paradiso o inferno. Il fatto che gli umani definiscano *patches*, corridoi e matrici non significa che gli altri viventi percepiscano il mondo nello stesso modo e anziché vedere *patches* discrete è molto probabile che percepiscano variazioni continue dell’habitat.

Il *landscape continuum model* rappresenta quindi un miglioramento significativo nella modellizzazione del fenomeno della frammentazione. Gli autori analizzando, criticamente il *landscape continuum model*, propongono di migliorarne le caratteristiche inserendo il concetto di continuità e la percezione degli organismi nei modelli interpretativi del paesaggio, definendo come questo costituisca una proficua possibilità per incorporare la complessità

92

del reale nel modello stesso. Vengono affrontati i “difetti” nel modello suddetto e definite i possibili miglioramenti ottenibili dall’integrazione dei concetti di *continua* e *umwelt*:

- il *landscape continuum model* è ancora legato ad una lettura *pattern-based* del territorio, manca di una dimensione progettuale. Ad esempio lo stato “variegato” del paesaggio, se non legato a fenomeni di rigenerazione naturale, costituisce una fase di rapida transizione verso gli stati più alterati di frammentazione e relittualità.
- il *landscape continuum model* non tiene conto della discriminazione tra *environmental continua* e *spatial continua*, e il *pattern* spaziale è contenuto nel modello mentre non lo è lo spazio ambientale percepito dagli organismi. Proprio la giunzione tra spazio geografico e spazio ambientale costituisce una delle sfide per lo sviluppo del modello e necessita di ulteriori approfondimenti.
- il *landscape continuum model* manca della dimensione temporale. E’ invece importante capire e definire le traiettorie del paesaggio che si possono dedurre come combinazione di processi ecologici e tempo. Così come il modello di frammentazione il *landscape continuum model* assume che il “punto di partenza” lo stato iniziale del paesaggio, sia sempre un omogeneo, continuo e intatto ben definito habitat, e questo fallisce nel considerare la natura dinamica degli ecosistemi nel rispondere a fattori come le variazioni climatiche nel tempo (non mi sembra corretto: il modello differenzia tra disturbi esogeni, gli unici che producono problemi, e gli altri che definiscono i sistemi di habitat)
- Anche se generato usando il punto di vista umano, nel *landscape continuum model*, la definizione dei quattro livelli non è indipendente dai problemi che la scelta della scala porta con sé, un habitat intatto ad una scala può essere frammentato ad un’altra. Inoltre l’identificazione di ciascuna delle quattro categorie dipende dalla percezione del singolo organismo.

- il *landscape continuum model* risulta contraddittorio nella terminologia che utilizza: gli autori sottolineano l'importanza della percezione dei singoli individui ma il modello usa una classificazione categoriale per descrivere i paesaggi. L'idea di soglie anche solo ipoteticamente ricollegabili a caratteristiche fisiche del paesaggio è stata confutata da vari autori, e inoltre è molto complesso riconciliare le percezioni delle specie con la definizione di stati di alterazione definiti sulla base di soglie generalizzate. E' altresì importante definire quali sono gli organismi a cui il modello si applica anche se ciò implica una moltiplicazione dei paesaggi da descrivere.
- il *landscape continuum model* è stato originariamente proposto per alcune zone dell'Australia. Gli autori pongono come presupposto la possibilità di definire quale sia lo "stato iniziale del sistema" e se ciò è possibile in Australia non è detto che sia lo stesso ovunque, soprattutto ove gli usi antropici sono parte integrante del paesaggio come ad esempio in Europa. Inoltre il modello incorpora i disturbi ma si concentra su quelli prodotti dall'uomo riferendosi a quelli che producono distruzione o modificazione degli habitat.

Il riconoscimento dei difetti dei modelli precedenti viene spiegato dagli autori, a partire dagli schematici modelli di frammentazione che hanno grandemente influenzato il modo in cui è stata condotta la ricerca ecologica, strutturando un approccio centrato sulle patches che ha portato, in linea di massima, ad ignorare le influenze della matrice territoriale. Di certo è comprensibile il motivo per cui un livello di approssimazione così alto è stato accettato: era l'unico modo per approcciare la complessità del problema. In ogni caso mancano adeguate evidenze scientifiche che giustifichino la traslazione a contesti più ampi, a sistemi estesi cioè alla scala del paesaggio per i quali si dimostra che la matrice assume un'importanza determinante, e generali dell'approccio *patch-centered*. Non soltanto per la variabilità delle risposte degli organismi al variare delle scale di analisi, ma soprattutto per la scorretta

assunzione che lo stato degli ecosistemi pre-frammentazione fosse una omogeneità completamente isotropa nello spazio.

Ricerche che approcciano la distribuzione degli organismi usando modelli basati sulla continuità o sui gradienti producono risultati ben differenti dai modelli schematici della frammentazione e vari studi lo dimostrano. Inoltre la gestione e conservazione del paesaggio non possono che trarre giovamento da approcci che studiano il territorio alla scala del paesaggio e usando il punto di vista la percezione soggettiva del paesaggio degli organismi in studio.

In passato i paesaggi sono stati modellizzati in funzione della percezione e degli usi umani, ciò ha prodotto risultati affetti da arbitrarietà e scarsa generalità. Resta aperta alle tesi della ricerca la determinazione di come gli organismi percepiscono e rispondono al paesaggio non riferendosi alla categorie discrete definite dall'uomo ma al concetto di paesaggio come *continuum*.

Le risposte al globale problema della perdita di habitat e frammentazione le strategie di conservazione si sono focalizzate soprattutto sulla definizione di riserve dai confini ben definiti, anche in funzione delle basi teoriche del modello di frammentazione e della teoria delle biogeografia delle isole. Ma tale modello applicato a paesaggi in cui la vegetazione originaria è modificata ma non distrutta è potenzialmente dannoso: la teoria della frammentazione prevede che le *patches* abbiano determinate dimensioni e proporzioni, che siano abbastanza vicine e, ove possibile, collegate da corridoi ecologici, ma nel modello non trovano posto strutture continue, piccole *patches* o paesaggi variegati che conservano un elevato valore per gli organismi viventi.

Consolidare lo stato della vegetazione secondo il modello della frammentazione può diventare una “profezia auto-avverante” mettendo in secondo piano gli interventi all'interno della matrice su *patches* molto piccole (fuori dalla scala di analisi) o addirittura su singole entità che potrebbero avere ruoli ecoattivi importanti.

Inoltre così come aumentano gli effetti della degradazione dei paesaggi verso gli stati frammentato e relittuale, possono convergere le percezioni umane e animali del paesaggio. Le soglie critiche sono cambiamenti bruschi e non lineari

95

che accadono come risultato di piccole ma continue perdite di habitat, tali soglie sono specie-specifiche e il proseguire della perdita di habitat rende praticamente estinti tutti quegli organismi che non possono sopravvivere in tali condizioni.

In queste circostanze il modello della frammentazione sembra riflettere la natura dei moderni paesaggi dato che gli organismi “non-conformi” sono praticamente estinti, mentre la considerazione del tempo, della percezione e del continuum può generare visioni differenti. Così dove la vegetazione è modificata ma non distrutta il modello continua-*umwelt* risulta più appropriato e reale: molti organismi vivono in paesaggi considerevolmente diversi da quelli in cui si sono evoluti, ma ciò costituisce una nuova sfida evolutiva.

Se il modello di frammentazione rappresenta il paesaggio del presente e nella percezione dell'uomo, il modello continua-*umwelt* riflette i processi e il cambiamento nel tempo, valuta i gradienti spaziali ed ambientali. Il fattore tempo consente di apprezzare le traiettorie evolutive del paesaggio e le risposte delle specie, e la soggettività dell'*umwelt* impone una visione trans-scalare. Ogni modello è per definizione un'approssimazione della realtà, e come tale il modello di frammentazione è stato molto utile nella fase iniziale della ricerca e nella comunicazione dei concetti sul paesaggio, ma la sua applicazione risulta spesso problematica. Il *landscape continuum model* grazie all'introduzione dei concetti di *continua* e *umwelt*, risulta più aderente alla realtà ecologica per la sua esplicita definizione delle specie in considerazione e per la valutazione dei gradienti.

#### **4.2.1.3. Landscape contour approach**

Il modello, o meglio l'approccio proposto, viene definito da Fischer, Lindenmayer e Fazey nel 2004 (Fischer et alii, 2004) e prende le mosse dalla considerazione che il modo in cui vengono concettualizzati i paesaggi (il territorio) influenza il modo in cui viene studiata e gestita la biodiversità.



Riconoscendo il fatto che i paesaggi antropizzati siano comunemente rappresentati come un mosaico di *patches* situati in una matrice più o meno ostile è una visione paradigmatica della realtà che ha spesso portato ad una inappropriata negazione delle piccole *patches* non riconosciute importanti o non riconosciute in assoluto dalla percezione umana.

Gli autori notano come i lavori più recenti suggeriscano che i due modelli della frammentazione e il *variegation model*, siano, se presi singolarmente, una base concettuale troppo fragile per la ricerca e la gestione della conservazione in ambienti antropizzati (citando vari casi studio), ciò suggerisce agli autori la necessità di un nuovo modello che sia meno antropocentrico e capace di tenere conto delle specificità delle singole specie.

L'intento del nuovo approccio proposto è di creare le basi per un modello concettuale che consenta agli scienziati di cambiare il loro punto di vista sui paesaggi modificati piuttosto che moltiplicare il numero degli approcci quantitativi, focalizzandosi sui profili/contorni (*contours*) degli habitat, e proponendo di ricomprenderli come casi specifici dei modelli di frammentazione e di "*variegation*".

La complessità ecologica è difficile da riassumere nelle rappresentazioni grafiche che quasi sempre formano la base per un utile strumento concettuale, infatti molte specie, varie scale un numero molto ampio di processi ecologici interagiscono per generare le strutture che vogliamo interpretare e modellizzare.

Inoltre la letteratura è piena di rimandi all'incapacità della mente umana di gestire e modellizzare fenomeni continui e quasi sempre la soluzione adottata è una suddivisione in classi, nonostante la semplificazione sia parte integrante di qualunque modello della realtà quella che si sta compiendo in ecologia è troppa e si propone qui un nuovo modello.

L'esempio più semplice di modellizzazione di entità continue sono le carte topografiche che riescono a rappresentare in un solo momento varie grandezze come le quote, le pendenze l'esposizione. Quello che qui si propone è un

approccio simile: un territorio può essere immaginato come una mappa di profili di *habitat suitability* sovrapposti e differenziati per specie.

Le caratteristiche operative che il modello possiede sono: la capacità di tenere conto della scala che verrà rappresentata dal tipo di “rugosità” della superficie (scala grossolana pochi picchi e valli, scala fine elevata asperità della mappa); la specie-specificità viene considerata restituendo “morfologie” diverse per specie diverse; la differente risoluzione dei profili può modellizzare le differenti risposte ai fenomeni ecologici alle diverse scale (alla scala continentale la risposta ad un determinato fenomeno sarà rappresentata da un profilo accennato anziché fitto e definito); il modello costituisce un’estensione e ricomprende il *variegation model* e il modello di frammentazione e può essere semplificato per rappresentarli (il modello di frammentazione sarà in sezione una curva a gradini verticali con i confini degli altopiani definiti dall’uomo in corrispondenza delle *patches* e un livello costante in corrispondenza della matrice, il *variegation model* sarà invece caratterizzato, sempre in sezione, da transizioni non verticali ma inclinate); la *contour map* per una singola specie rappresenta il risultato di molti processi ecologici e conoscerla non significa poter inferire su questi; una data *contour map* non incorpora la dimensione temporale e sarà necessario prendere delle “istantanee” per tenerne conto.

Molte di queste caratteristiche le ritroveremo nell’evoluzione del modello di seguito presentato.

### **4.3. *The gradient paradigm: il superamento della teoria della frammentazione?***

I modelli alternativi appena elencati, hanno in comune due fattori: partono da una discussione critica del modello di frammentazione basato sulla Teoria della Biogeografia delle Isole e pongono al centro dei loro ragionamenti l’*habitat*. Tutti propongono un nuove interpretazioni della complessità ecologica basate

98

Gianluca Melis

*Nuovi paradigmi per le reti ecologiche: definizione di una metodologia GIS per l’analisi territoriale finalizzata all’individuazione e alla gestione di reti ecologiche alla scala del paesaggio*

Tesi di dottorato in Pianificazione e Progettazione territoriale - XXII ciclo  
Università degli studi di Sassari - Facoltà di Architettura di Alghero

su una visione centrata sulla gradualità delle variazioni ambientali ma risultano finalizzati alla sola descrizione degli habitat non portando nessuna ricaduta per un nuovo modello generale per la rappresentazione funzionale delle strutture territoriali (McGarigal & Cushman, 2005), soprattutto se lette dal punto di vista delle ricadute pianificatorie.

Un altro modello concettuale, sempre operante alla scala territoriale e basato su una modellizzazione continua più che discreta dell'eterogeneità spaziale, è stato proposto da McGarigal e Cushman (McGarigal & Cushman, 2005) con il nome di “*landscape gradient model*”<sup>20</sup>. L'idea è semplice, in virtù dell'assunzione di una variazione continua delle variabili ecologiche, l'eterogeneità è rappresentata e modellizzata attraverso superfici in uno spazio a tre dimensioni<sup>21</sup>. I primi passi nello studio di tale innovativo modello sono già stati compiuti, all'interno del contesto disciplinare delle scienze biotiche, operando una verifica delle più utilizzate metriche di paesaggio in funzione, banalmente, di una rappresentazione dello spazio di analisi tridimensionale (coordinate geografiche e quota) piuttosto che bi-dimensionale, e proponendo alcune primitive metriche capaci di produrre superfici a tre dimensioni da caratteristiche morfo-ecologiche (Rayfeld et alii, 2010; McGarigal et alii, 2009; Hochstetter et alii, 2008). Questi studi sono pubblicati sulla rivista di riferimento della disciplina (*Landscape Ecology*) e sono stati recentemente al centro delle tematiche trattate durante la *European IALE Conference 2009*<sup>22</sup>. Il nuovo modello per gradienti sta guadagnando recentemente sempre maggiore

<sup>20</sup> Vista la differenza nel significato che una traduzione comporterebbe (modello dei gradienti di paesaggio o territoriali) nel seguito del testo ci si riferirà a tale modello con la sua denominazione originale in lingua inglese.

<sup>21</sup> Non si deve cedere alla tentazione di definirle “3D”, sarebbe concettualmente scorretto e in realtà sarebbe meglio definirle 2D+1 piuttosto che 3D. Infatti si può immaginare i pixel di tali superfici come nuvole di punti a cui è associata, oltre alla loro posizione geografica, un altro valore numerico che rappresenta una caratteristica sia essa di interesse ecologico o qualsivoglia altra natura.

<sup>22</sup> Che è stata anche la sede in cui ha preso vita la sezione europea dell'*International Association for Landscape Ecology*.

attenzione nel contesto della *Landscape Ecology* come dimostra il *paper* che riassume intenti e proposte nella conferenza di Salisburgo: “*the dichotomy continuous vs. discrete is leading the discussion towards technical improvements, rather than to really new models of landscapes ... we provide a critical review of existing techniques and their suitability in quantifying landscape heterogeneity, while looking at alternatives of extending the patch-corridor-matrix model, or even replacing it.*” (Dragut et alii, 2010).

il che conferisce loro lo status di proposta operativa di avanzamento disciplinare e come tali saranno trattati nella presente ricerca. Il nuovo modello per gradienti sta guadagnando recentemente sempre maggiore attenzione nel contesto della *Landscape Ecology* come dimostra il *paper* conclusivo che riassume intenti e proposte nella conferenza *European IALE Conference 2009* tenutasi a Salisburgo: “*the dichotomy continuous vs. discrete is leading the discussion towards technical improvements, rather than to really new models of landscapes ... we provide a critical review of existing techniques and their suitability in quantifying landscape heterogeneity, while looking at alternatives of extending the patch-corridor-matrix model, or even replacing it.*” (Dragut et alii, 2010).

Il principale avanzamento che il nuovo filone propone riguarda il superamento della rappresentazione categoriale delle variabili ambientali, passo storico e epocale, dato che questa rappresenta uno dei cardini dell'ecologia del paesaggio e può dirsi parte del suo “codice genetico”. Infatti ricordando l'evoluzione disciplinare della disciplina si deve tenere presente la forte matrice geografica e l'intento del fondatore<sup>23</sup>, che era quello di combinare le due discipline della geografia e dell'ecologia, di legare, cioè, strutture spaziali e forme del territorio, tipicamente oggetto della geografia, ai processi ecologici e dare al paesaggio il significato di espressione spaziale degli ecosistemi (Richard, 1975). Egli, realizzando l'enorme potere delle fotografie aeree, propose di coniugare la visione “verticale” del geografo tesa ad analizzare le relazioni spaziali tra i fenomeni naturali e la visione “orizzontale”

<sup>23</sup> Dalla maggior parte degli autori riconosciuto in Carl Troll (Burel & Baudry, 2003).

dell'ecologo tesa invece a definire le relazioni funzionali tra i fenomeni naturali in un dato sito<sup>24</sup> inteso come sistema ecologico (Naveh, 1982).

Le prime fasi evolutive di questa nuova disciplina, risalenti al periodo che va dal 1939 agli anni '70, furono dominate dalla componente geografica già forte e strutturata nel contesto europeo in generale, e est europeo in particolare (altri nuclei si possono individuare in Canada e Australia), e fu utilizzata per lo studio delle potenzialità ecologiche di ampi territori (gli esempi più eclatanti sono l'*ecological mapping* canadese e gli studi sui geosistemi in URSS).

In special modo nell'Europa orientale furono soprattutto i geografi a guidare lo sviluppo della disciplina concentrandosi sui processi ambientali alla scala regionale e, chiamati ad affrontare soprattutto problemi legati allo sfruttamento delle risorse naturali, sostennero la pianificazione delle trasformazioni necessarie alla crescita richieste dalla pianificazione economica, studi le cui principali caratteristiche furono coerenti con l'approccio tecnocratico tipico di quei contesti, la grande scala e caratterizzati dalla semplificazione monofunzionale del territorio e dalla collettivizzazione delle attività agricole.

Lo strumento principe utilizzato per la rappresentazione del paesaggio in chiave ecologica era ed è la cartografia, che, in forza della definizione del concetto di ecotopo come unità ecologica elementare spazialmente definita, è utilizzata in un dato territorio primariamente per identificare unità ecologiche e spaziali definendo criteri di omogeneità rispetto ad uno o più attributi del territorio stesso (come la natura dei suoli, il deflusso superficiale o la morfologia).

---

<sup>24</sup> La visione geografica ed ecologica convergono in una regione spaziale omogenea e definibile: l'ecotopo, un complesso omogeneo di biotopi considerati nella loro duplice dimensione ecologica e geografico-spaziale

Queste basi hanno generato<sup>25</sup> la maggior parte delle tecniche utilizzate dall'ecologia del paesaggio che hanno come base le classiche analisi cartografiche (Cushman, 2010a). Infatti, generalmente, il primo passo che si compie approcciando studi alla scala territoriale (in special modo quelli legati ai progetti di rete ecologica) è mappare le caratteristiche dell'area attraverso mappe tematiche, che rappresentano la realtà come un insieme di poligoni adiacenti non sovrappoventesi cui è associato uno o più attributi e giacenti in uno spazio piano. Questo tipo di rappresentazione si fonda sulla trasformazione di una variabile intrinsecamente continua<sup>26</sup> in una variabile categoriale, che ci porta in un mondo in cui alle variazioni spaziali sono imposte, per storici motivi paradigmatici e operativi, brusche discontinuità al confine tra una *patch* e l'altra (ammesso che siano distinguibili o meglio che presentino valori diversi per la variabile in considerazione) e non sussistono all'interno di ciascuna di esse (per definizione sono correntemente modellizzate come internamente omogenee).

Ciò produce principalmente quattro effetti (Cushman, 2010b):

- la dimensione soggettiva su cosa caratterizzare e come definire i criteri per l'individuazione dei confini tra gli oggetti, passo necessario per qualunque rappresentazione cartografica, determinano “*ex-ante*” ed intrinsecamente il sistema di relazioni e la struttura di queste, che dovrebbero invece essere uno dei risultati dello studio
- la definizione di confini tra porzioni di territorio in funzione di caratteristiche ambientali, è operata dall'uomo e in generale non corrisponde alla percezione che le specie hanno di quel territorio

---

<sup>25</sup> Nel primo documento che istituzionalizza la “moderna” disciplina si legge “*Currents ideas on landscape ecology ... are influenced by ... a believe that map-overlay methodology is sufficient to capture the essential attributes of multiunit landscapes*” (Risser et alii, 1983).

<sup>26</sup> È banale affermare che una funzione matematica che rappresenti qualunque caratteristica naturale o ecologica non contiene punti di singolarità.

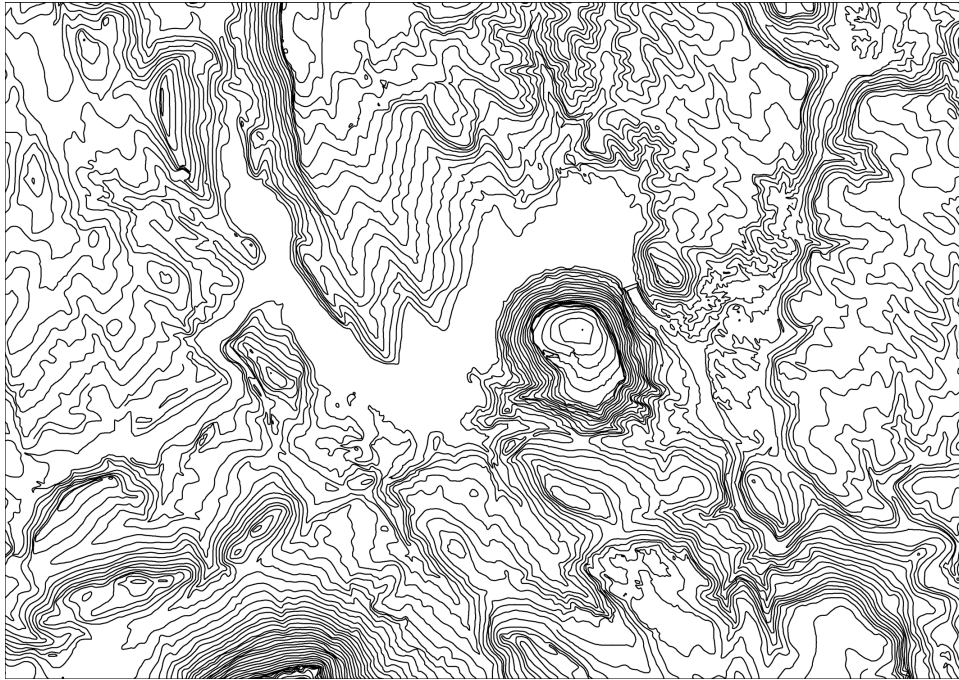
- una volta determinata una categoria o un qualunque criterio di delimitazione si postula l'omogeneità perdendo la possibilità di tenere conto di una variabilità interna alla *patch*
- le *patch* categoriali definiscono l'assunta omogeneità in funzione di un solo attributo

Quindi soltanto effettuare l'operazione di suddivisione in categorie, viste le precedenti considerazioni, porta innanzi tutto ad un gran numero di problemi oltre che concettuali soprattutto operativi evidenziabili con semplici analisi legate alla statistica descrittiva o inferenziale.

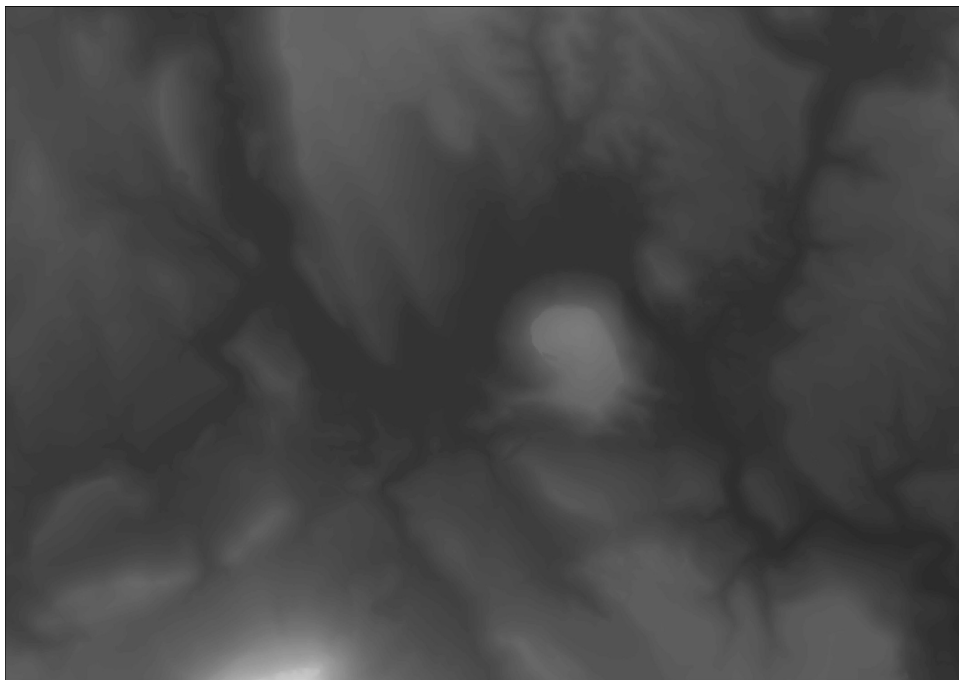
Partendo da tali presupposti operativi, altre classi di problemi nascono quando, per gli oggetti così definiti, si devono mettere in relazione più attributi, quindi più classificazioni quindi, per la stessa regione geografica, l'appartenenza a sistemi di relazioni differenti. Generalmente si procede con approcci più elaborati, in genere appartenenti al filone delle tecniche dei sistemi GIS, ma in realtà molto simili all'*overlay mapping* (McHarg, 1969) il principale problema, limitandosi al contesto operativo, è legato proprio alle delimitazioni: i confini della medesima *patch* in strati informativi diversi sono debolmente correlati e le operazioni di calcolo producono dei poligoni "*sliver*" (termine tecnico in campo GIS che indica "*a sliver polygon is a small polygon feature commonly occurring along the borders of polygons following a overlay of two or more polygon datasets or as a result of inaccurate digitizing*") in questo contesto si possono intendere come errori rappresentati geograficamente da poligoni con caratteristiche molto differenti, legate alle operazioni di calcolo dal contesto, come un poligono microscopico, in estensione nell'ordine dei centimetri quadrati, dotato di valori significativamente diversi dai poligoni confinanti). Simili problemi non si verificano con variabili continue modellizzate nel rispetto di questa loro caratteristica. Inoltre eliminando la discrezionalità delle delimitazioni, siano esse rese automatiche in funzione di calcoli o criteri, o siano esse legate all'azione di un operatore umano, questa è sostituita solo dalla risoluzione delle misure che si effettuano sulla variabile. Tale

considerazione si fonda sul passaggio, che il *landscape gradient model* operativamente impone, dalle tecniche GIS *vector-based* a quelle *raster-based*. La rappresentazione di gradienti piuttosto che di discontinuità, di variabili continue piuttosto che categoriali implica, nel campo disciplinare e pratico dei sistemi informativi territoriali, un'evoluzione sia nelle tecniche che negli strati utilizzati. Infatti per rappresentare attributi che variano con continuità gli strati vettoriali, specchio informatico della rappresentazione categoriale e ad oggi lo strumento più diffuso per la rappresentazione del territorio, devono essere superati e sostituiti dagli strati *raster* che garantiscono invece la possibilità, associando ad ogni *pixel* il suo valore rispetto alla variabile ambientale considerata, di descrivere attributi definiti in un dominio continuo. Si confrontino ad esempio le immagini seguenti che rappresentano la medesima porzione di territorio prima con l'approccio *vector-based* e poi con quello *raster-based*.





Rappresentazione *vector-based* di una grandezza continua: la quota altimetrica



Rappresentazione *raster-based* di una grandezza continua: la quota altimetrica

In realtà, anche nell'approccio *raster-based*, esiste comunque una discretizzazione del reale ma questa è "intellettualmente neutra": è il risultato della suddivisione del territorio in celle<sup>27</sup> alle quali è associato il dato di interesse e non la delimitazione di regioni geografiche individuate in funzione della loro supposta omogeneità rispetto ad una qualunque caratteristica ambientale.

Dimostrare la possibilità che tali strutture di dati conservino un valore operativo per la pianificazione del territorio è uno degli scopi della presente ricerca. Il ripensamento degli strati che normalmente si utilizzano, cioè gli stati vettoriali il cui significato è facilmente intellegibile e comunicabile, per passare ad una rappresentazione *raster* di sicuro meno immediata nella restituzione e nella comprensione, può essere paragonata per analogia all'abbandono dello *zoning* come tecnica di pianificazione spaziale: intento da tempo paventato ma di complicatissimo raggiungimento.

Questo risultato non è di sicuro sufficiente a definire completamente una struttura di rete ecologica mancando completamente delle necessarie interazioni con altri contesti disciplinari quali l'ecologia, la biologia, la zoologia o la botanica ma, essendo costruito mediante una struttura aperta, può essere il punto di confluenza di un processo transdisciplinare, inoltre inserendosi nel contesto del *gradient paradigm* può confrontare i propri risultati alle metodologie più attuali nel contesto disciplinare di riferimento.

---

<sup>27</sup> La cui dimensione rappresenta la scala, l'accuratezza dello strato informativo, e la cui definizione avviene, metaforicamente parlando, mediante la sovrapposizione di una griglia regolare che ne determina il perimetro. Va inoltre notato che il linea meramente teorica la dimensione di tali celle può ridursi sino ai limiti della tolleranza che il *software* utilizzato per produrle adotta.

## Bibliografia citata nel capitolo

- Burel, F. & Baudry, J. (2003), *Landscape ecology: concepts, methods, and applications*, Science Publishers, Inc., Enfield, NH, USA.
- Cushman, S. A.; Gutzweiler, K.; Evans, J. S. & McGarigal, K. (2010a), *Landscape Ecology: past, present, and future*, Springer, capitolo in "Spatial complexity, informatics, and wildlife conservation" - Cushman, S.A. and Huettmann, F. (a cura di), pp. 65-82.
- Dragut, L.; Walz, U. & Blaschke, T. (2010), "The third and fourth dimensions of landscape: towards conceptual models of topographically complex landscapes", *Landscape Online* 22, 1-10.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. (2006), "Beyond fragmentation: the continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes", *OIKOS* 112, 473-480.
- Fischer, J.; Lindenmayer, D. B. & Fazey, I. (2004), "Appreciating ecological complexity: habitat contours as a conceptual landscape model", *Conservation Biology* 18, 1245-1253.
- Forman, R. T. & Godron, M. (1986), *Landscape Ecology*, J. Wiley & Sons, New York, New York, USA..
- Haila, Y. (2002), "A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology", *Ecological Applications* 12, 321-334.
- Hoechstetter, S.; Walz, U.; Dang, L. & Thinh, N. (2008), "Effects of topography and surface roughness in analyses of landscape structure: a proposal to modify the existing set of landscape metrics", *Landscape Online* 3, 1-14.
- MacHarg, I. L. (1969), *Design with Nature*, Garden City, New York, New York, US.
- Manning, A. D.; Lindenmayer, D. B. & Nix, H. A. (2004), "Continua and Umwelt: novel perspectives on viewing landscapes", *Oikos* 143.
- McGarigal, K. & Cushman, S. A. Wiens, J. & Moss, M., ed., (2005), *The gradient concept of landscape structure*, Cambridge University Press, Cambridge, UK, capitolo in "Issues and perspectives in landscape ecology", pp. 103-111.

107

Gianluca Melis

*Nuovi paradigmi per le reti ecologiche: definizione di una metodologia GIS per l'analisi territoriale finalizzata all'individuazione e alla gestione di reti ecologiche alla scala del paesaggio*

Tesi di dottorato in Pianificazione e Progettazione territoriale - XXII ciclo  
Università degli studi di Sassari - Facoltà di Architettura di Alghero

McGarigal, K.; Tagil, S. & Cushman, S. A. (2009), "Surface metrics: an alternative to patch metrics for the quantification of landscape structure", *Landscape Ecology* 24, 443-450.

McIntyre, S. & Barrett, G. W. (1992), "Habitat variegation, an alternative to fragmentation", *Conservation Biology* 6, 146-147.

McIntyre, S. & Hobbs, R. (1999), "A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models", *Conservation Biology* 13, 1282-1292.

Naveh, Z. (1982), "Landscape Ecology as an Emerging Branch of Human Ecosystem Science", *Advances in Ecological Research* 12, 189-237.

Rayfield, B.; Fortin, M.-J. & Fall, A. (2010), "The sensitivity of least-cost habitat graphs to relative cost surface values", *Landscape Ecology* 25, 519-532.

Richard, J. F. (1975), "Paysages, écosystèmes, environnement: une approche géographique", *L'Espace Géographique* 2, 81-92.

von Uexkull, J. (1957), *A stroll through the worlds of animals and men*, International University Press, capitolo in "Instinctive behaviour: the development of a modern concept." - Schiller, Claire H. (a cura di), pp. 5-81.

## 5. Proposta metodologica

Le caratteristiche teoriche e operative descritte forniscono l'inquadramento della proposta metodologica e, insieme alle nuove categorie interpretative che scaturiscono dall'inquadramento e dalla definizione del sistema dei postulati latenti, individuano il dominio concettuale del *plannig support system* che potrebbe strutturarsi a partire da questa, mentre, gli spunti del *landscape gradient paradigm*, forniscono il più recente e attuale "spazio di confronto" definito dagli avanzamenti nelle tecniche della disciplina dell'ecologia del paesaggio le cui potenzialità appaiono feconde per la pianificazione territoriale finalizzata alla conservazione della biodiversità attraverso il concetto di connettività ecologica.

Conoscere il dominio di applicabilità del modello di rete ecologica definito grazie al sistema dei postulati latenti e le nuove categorie interpretative che essi introducono, gli consente di confrontarsi anche con quei territori in cui sarebbe inapplicabile, pena la perdita di significato, se non inteso come mero strumento calato dall'alto e potentemente decontesualizzato.

La metodologia proposta ha come obiettivo la modellizzazione dei processi di relazione tra elementi antropici e "naturalisti" mediante la generazione di una superficie tridimensionale e georiferita che rappresenti attraverso le sue quote e le sue pendenze tali rapporti, finalizzata ad analisi tese a caratterizzare tale superficie per definirne le potenzialità per la connettività ecologica.

La domanda di fondo che ha ispirato la proposta metodologica è: se il passaggio da un modello di ecomosaico 2D ad uno topografico produce delle modificazioni nella rappresentazione dei processi che possono essere colti dal calcolo di varie metriche opportunamente adattate, come potrà reagire lo stesso modello 2D se

“deformato” non dalle quote ma dall’intensità della presenza umana sul territorio?

La proposta quindi si fonda sul risultato di tale salto concettuale e si spinge oltre: fornisce la rappresentazione della connettività territoriale che possiamo definire, seguendo l’analogia con la morfologia, come una “carta delle pendenze”. Dove le interazioni tra i processi sono più problematiche si avranno pendenze maggiori (al limite uguali, nei casi peggiori, alle transizioni verticali del modello *patch-matrix* che risulta ora ricompreso come caso particolare) e dove invece non lo sono particolarmente il concetto di rete ecologica sfuma, proprio in quei territori, che abbiamo definito “non-polarizzati”, e che costituiscono il contesto più problematico per l’attuale modello geografico-spaziale di rete ecologica.

L’idea guida è semplice cercando il metodo più semplice, all’interno del nuovo contesto operativo delineato, l’”intensità dell’insediamento” e adottando una visione “metabolica”, l’unico prodotto di tale metabolismo riconducibile esclusivamente all’uomo è il calore.

Il fenomeno che, più di altri, può inequivocabilmente essere ascritto alle attività antropiche e che le può rappresentare attraverso una variabile continua, in coerenza con il *landscape gradient paradigm*, è il fenomeno delle isole<sup>28</sup> di calore urbano (*urban heat islands*). L’equazione che lega l’insediamento alle isole di calore è chiara da tempo:

*“Despite differences in regional climates, cities worldwide have developed one common characteristic-the urban heat island (UHI), i.e., urban areas have higher air and surface temperatures than their rural surroundings (Voogt 2002). UHI occurs as a result of land-cover transformations, mainly the replacement of natural vegetation and agricultural lands by impervious surfaces (concrete, asphalt, roof tops, and building walls) associated with*

---

<sup>28</sup> Un’altra metafora insulare? No semplicemente il fenomeno prende questo nome perché, citando Voogt: *“The physiographic analogy derives from the similarity between the pattern of isotherms and height contours of an island on a topographic map. Heat islands commonly also possess “cliffs” at the urban-rural fringe and a “peak” in the most built-up core of the city”*

*urban land uses.*” (Buyantuyev & Wu, 2010). E ancora: “*Surface and atmospheric modifications due to urbanization generally lead to a modified thermal climate that is warmer than the surrounding non-urbanized areas, particularly at night. This phenomenon is the urban heat island (UHI).*” (Voogt & Oke, 2003).

La scelta di utilizzare proprio il calore per caratterizzare l’insediamento discende dalla natura “variegata” (sensu McIntyre & Barrett, 1992) che questo presenta, infatti sarebbe possibile una simile rappresentazione centrata sulla densità di edifici, ad esempio, ma tale descrizione esclusivamente legata alla “forma” e non al “processo” non produrrebbe risultati significativi, i pattern diffuso non sarebbero correttamente stimati, oltre che necessitare di strati informativi molto onerosi da produrre o non sempre disponibili.

Infatti una delimitazione *vector-based* o categoriale dell’insediamento, per quanto dettagliata, non può che incorrere in un livello di approssimazione inaccettabile per gli scopi di questo studio. Come esempio centrato sull’area di studio basti pensare alla Carta di Uso del Suolo elaborata per il progetto CORINE<sup>29</sup> dalla Regione Autonoma della Sardegna (RAS) una chiara testimonianza di ciò si trova, seguendo la classificazione CORINE adottata dalla RAS, nella classe 242 “sistemi colturali e particellari complessi” che sono definiti come “mosaico di appezzamenti singolarmente non cartografabili con varie colture temporanee, prati stabili e colture permanenti occupanti ciascuno meno del 50% della superficie dell’elemento cartografato” (come ad ammettere che nel restante 50% ci possa essere di tutto) ed usata spesso alla stregua di una categoria “varie” per riuscire a definire quelle che sono in genere le tipiche situazioni delle aree peri-urbane prive di una chiara connotazione tra gli usi agricoli e quelli residenziali o produttivi.

---

<sup>29</sup> Che ha comunque una risoluzione molto alta essendo ricavata da foto interpretazione su base con risoluzione dell’ordine del metro.



Fonte: carta di uso del suolo, (edizione 2007, RAS) elaborazione dell'autore il retino rappresenta la classe di uso del suolo codificata "242"

Il tema di quale sia, dove si possa situare e come si possa definire il "confine della città" appare quanto mai complesso e forse mai così lontano dall'interesse dell'urbanistica italiana, e, senza dubbio, non è questa la sede per affrontare tale tema. Nel presente studio, per dare corpo alle considerazioni epistemologiche e al sistema problematico individuato nei postulati latenti era però necessario affrontare operativamente la questione e la soluzione delle isole di calore urbano appare la migliore.

Dal punto di vista paradigmatico si inserisce perfettamente nel contesto del superamento del modello *patch-matrix* verso il *landscape gradient paradigm*, e risulta compatibile con gli strumenti di calcolo utilizzati. Certo la definizione del fenomeno delle isole di calore urbano è anch'esso un tema aperto e molto complesso, in questa sede si è scelto di affrontarlo in modo esemplificativo per verificare la correttezza delle ipotesi sostenute e della metodologia proposta, lasciando agli sviluppi della ricerca il compito di approfondire tale aspetto. Si è quindi proceduto tramite tecniche di *remote sensing* senza effettuare, per ovvi motivi, una validazione al suolo del modello di *land surface temperature* né una validazione statistica (ciascun tema sarebbe, nel campo ingegneristico, una tesi a parte).

112

Gianluca Melis

*Nuovi paradigmi per le reti ecologiche: definizione di una metodologia GIS per l'analisi territoriale finalizzata all'individuazione e alla gestione di reti ecologiche alla scala del paesaggio*

Tesi di dottorato in Pianificazione e Progettazione territoriale - XXII ciclo  
Università degli studi di Sassari - Facoltà di Architettura di Alghero



La tecnica seguita ha invece previsto il reperimento di una scena prodotta dal satellite LANDSAT 7 con sensore ETM+<sup>30</sup> e la successiva elaborazione in ambiente GIS per la determinazione della *land surface temperature* (la scena risponde alla codifica LE71930322003139EDC00). Le operazioni per convertire il *digital number* della scena (lavorando sulla banda 6) in temperature, sono state eseguite secondo Hu e Jia (Hu & Jia, 2009).

L'elaborazione pratica è stata effettuata grazie ad una collaborazione a distanza<sup>31</sup> con il *Leibniz Institute of Ecological and Regional Development (IOER)* che ha recentemente sviluppato il software "*Land Metrics 3D*" come un'estensione per il software ArcInfo 9.x prodotto dalla ESRI.

Il software ha lo scopo, nel contesto teorico del *landscape gradient paradigm*, di estendere la visione 2D tipica del modello *patch-matrix* per avvicinarla alla realtà 3D dei paesaggi. Gli input sono la rappresentazione bidimensionale di un modello categoriale (quindi un ecomosaico definito in funzione di una qualsivoglia caratteristica ambientale) e il modello digitale del terreno (DTM) entrambi resi coerenti in un approccio *raster-based*. Gli output ottenibili sono di vario tipo: le più significative metriche di paesaggio "classiche" derivanti dal modello teorico del software FRAGSTATS (McGarigal et alii, 2002) sono ricalcolate tenendo conto del reale andamento topografico, così il  $M_{eff}$  (Jaeger, 2000, Moser et alii, 2007, Pittaluga et alii, 2009) e in aggiunta la parte più feconda per la presente ricerca cioè le metriche per la caratterizzazione delle

---

<sup>30</sup> Il satellite LANDSAT 7, capace di produrre immagini a media risoluzione (pixel di 30m al suolo) disponibili gratuitamente sul web, è dotato del un sensore ETM+ che indaga 6 bande spettrali di cui una nel cosiddetto "infrarosso termico", la banda 6, in questa regione spettrale la sorgente di energia primaria è la superficie terrestre che irradia per effetto della sua temperatura.

<sup>31</sup> La collaborazione in corso ha consentito di partecipare alle fasi di test del software e alla generazione di nuovi e condivisi ragionamenti sulle prospettive per la pianificazione del territorio che tale nuovo strumento, come parte operativa del *landscape gradient model*, permette di condurre.

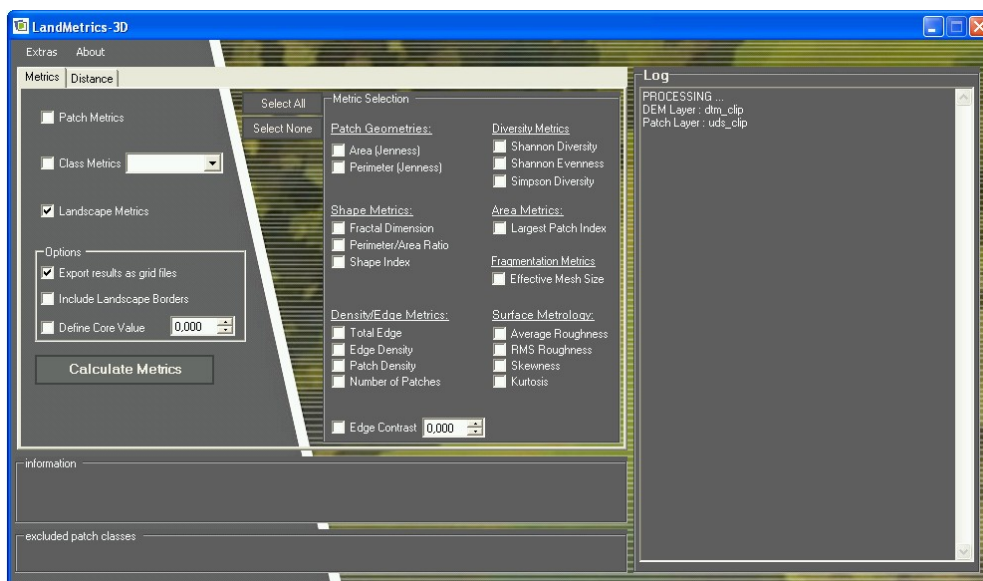
superfici mutuate dalla *surface metrology* (Hoechstetter et alii, 2008, Cushmann et alii, 2010b).

Una volta stabilita la compatibilità del quadro concettuale e teorico di sfondo, il software prodotto dall'IOER di Dresda è stato utilizzato per sfruttarne le potenzialità di calcolo e soprattutto le innovative metriche della *surface metrology* utilizzate alla scala territoriale. È infatti questa la parte fondamentale dello studio.

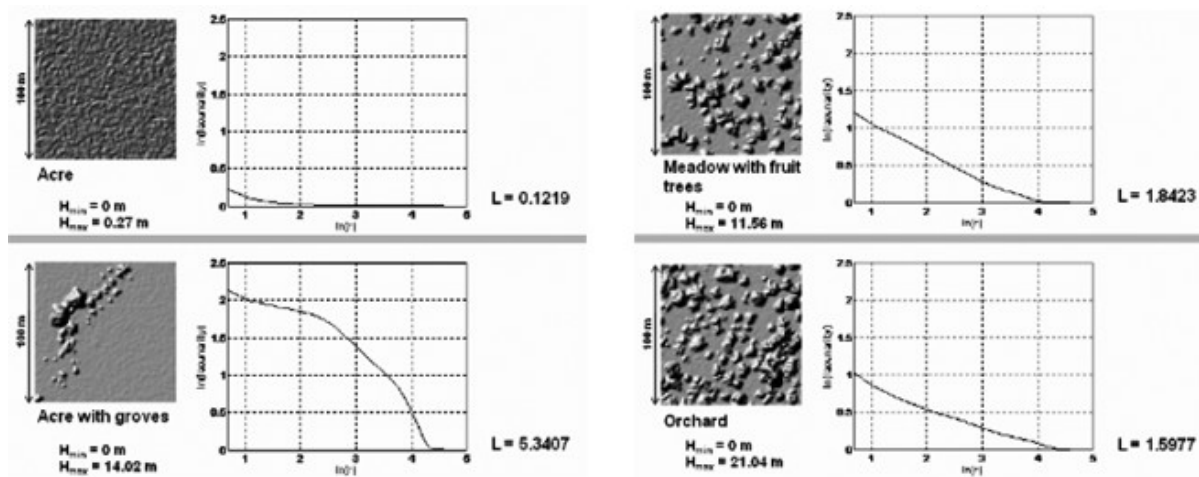
Il concetto guida è modellizzare secondo il *landscape gradient paradigm* caratteristiche ecologiche o ambientali in relazione al dominio dei disturbi antropici per ottenere, in modo geograficamente determinato, i processi di interazione più che una rappresentazione matematica delle forme.

Surface Index	Description	Formula
Average Surface Roughness (Ra) *	Approximates surface roughness by calculating the mean absolute departure of the elevation values from the mean plane.	$Ra = \frac{1}{N} \sum_{n=1}^N  h_n $ N = Number of pixels in concerning patch; $h_n$ = difference of elevation between the $n^{th}$ pixel in concerning patch and the mean value
Root-Mean-Square Deviation of the Surface (Rq) *	Modification of Ra; used as an equivalent to the sample standard deviation in statistics.	$Rq = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{n=1}^N h_n^2}$
Skewness of Topography Height Distribution (Ssk)	Measure of the asymmetry of surface deviations around the mean plane; for a Gaussian surface, the skewness is zero.	$Ssk = \frac{1}{NRq^3} \sum_{n=1}^N h_n^3$
Kurtosis of Topography Height Distribution (Sku)	Measure of the "peakedness" or "sharpness" of the surface height distribution; A centrally distributed surface has a kurtosis value larger than 3 whereas the kurtosis of a well spread distribution is smaller than 3.	$Sku = \frac{1}{NRq^4} \sum_{n=1}^N h_n^4$

Fonte: Hoechstetter et alii, 2008 (adattato)



Schermata del software LandMetrics-3D (Waltz et alii, 2009)



Fonte: lacunarity analysis, Hochstetter et alii, 2008 (adattato)

Definito il modo in cui viene modellizzato il territorio, in funzione quindi delle interazioni tra i processi e soprattutto mediante la definizione in tre dimensioni dell'intensità delle pressioni antropiche da insediamento, l'utilità del software elaborato dal *Leibniz Institute of Ecological and Regional Development* (IOER) di Dresda, certa nel campo dell'ecologia del paesaggio, prende nuovi significati

nel contesto della presente ricerca se confrontata con le necessità di uno strumento per la pianificazione territoriale.

In special modo risultano interessanti gli indici derivanti dalla *surface metrology* che consentono una valutazione generale della struttura della superficie (rugosità, numero di picchi, morfologia), la *radial texture* può invece individuare *patterns* di variazioni di quota, mentre l'*angular texture* rende conto dell'orientamento della superficie (anche questa metrica individua pattern frequenti sul territorio).

L'interpretazione dei risultati deve avvenire secondo le nuove categorie concettuali che prendono senso solo se il fenomeno dell'interazione tra processi naturali e processi antropici è modellizzato secondo l'approccio *raster-based* e in tre dimensioni, e soprattutto queste sono guidate dal quadro teorico costituito dal sistema dei postulati latenti.

Infatti la possibilità di modellizzare la connettività ecologica, criterio guida nella definizione di un progetto di rete ecologica, come la caratteristica associata ai contesti in cui non si verificano bruschi gradienti quali quelli che caratterizzano i processi di interazione tra dominio antropico e dominio naturale costituisce il nucleo della tesi.

Se il paradigma *patch-matrix*, pensato in uno spazio a tre dimensioni, produrrebbe profili di transizione verticali tra le *patches*, la necessaria operazione di passaggio ad una transizione graduale, una pendenza, e quindi la generazione di una superficie tridimensionale priva di punti di discontinuità di prima specie, può avvenire solo attraverso la valutazione, di variabili continue coerenti con il *landscape gradient paradigm*, del valore ecologico delle unità in contatto o dell'"intensità della pressione" che le unità antropiche possono generare valutate. La pendenza così definita sarà tanto maggiore quanto più i rapporti di adiacenza sono "problematici" rendendo il modello di valutazione delle adiacenze strettamente correlabile ad un eventuale modello per gradienti prodotto da altri contesti disciplinari, come testimonia il nuovo panorama disciplinare in seno all'ecologia del paesaggio, e la sua analisi non può

prescindere dall'uso di strumenti che "ragionino" secondo nuovi paradigmi concettuali.

Semplificando in modo estremo, seguendo un'analogia morfologica, si può affermare che la metodologia proposta si mostra utile alla definizione di reti ecologiche territoriali per la sua caratteristica di differenziare, in base ad un criterio semplice, le porzioni di territorio in cui si delineano "i corridoi ambientali", concetti strettamente legati ad una visione dinamica mal rappresentata dalla sola complessità dell'ecomosaico rappresentato dal modello *patch-matrix*, come "fondovalle" dalle pendici più o meno ripide e le aree in cui essi perdono di senso sfumando in connessioni di paesaggio come "altopiani". Le linee di inserimento delle componenti naturali all'interno dell'antropico sarebbero quindi i "fondovalle" così identificati.

In questo modo potrebbe valutare le interazioni in modo dinamico mappando la migrazione delle linee di connettività sul territorio soggetto all'azione antropica in funzione delle trasformazioni avvenute o in procinto di avvenire.

Inoltre se ulteriormente raffinata, è capace di produrre gli *inputs* per un'analisi diacronica delle superfici che può evidenziare l'evoluzione del territorio da contesti naturali diffusi a contesti fortemente antropizzati attraverso la semplice visualizzazione della formazione di valli ove prima erano presenti superfici pianeggianti. L'antropizzazione del territorio diventa quindi equiparabile ad un fenomeno di erosione fluviale e come tale possono essere individuate le aree più problematiche.

Le domande che restano aperte, che aprono nuovi spunti di ricerca, per fortuna sono tante. Oltre a tutte quelle che appartengono strettamente alle parti operative di elaborazione della metodologia presentata sono soprattutto quelle legate all'utilizzo di tale approccio nelle reali pratiche di confronto disciplinare e nel contesto teorico della pianificazione del territorio che risultano di primo interesse.

In ogni caso la speranza è che il nuovo strumento proposto possa fomentare il dialogo tra le discipline e la contaminazione "bellicosa" di queste e non assecondare, per citare Borges, quei regni così specializzati nell'arte della

cartografia che per la brama di “possedere” il territorio arrivano al paradosso di riprodurlo tal quale scomparendo sepolti da tale velleità.

## Bibliografia citata nel capitolo

- Buyantuyev, A. & Wu, J. (2010), "Urban heat islands and landscape heterogeneity: linking spatiotemporal variations in surface temperatures to land-cover and socioeconomic patterns", *Landscape Ecology* 25, 17-33.
- Cushman, S. A.; Gutzweiler, K.; Evans, J. S. & McGarigal, K. (2010b), *The gradient Paradigm: a conceptual and analytical framework for landscape ecology*, Springer, capitolo in "Spatial complexity, informatics, and wildlife conservation" - Cushman, S.A. and Huettmann, F. (a cura di), pp. 83-108.
- Hoehstetter, S.; Walz, U.; Dang, L. & Thinh, N. (2008), "Effects of topography and surface roughness in analyses of landscape structure: a proposal to modify the existing set of landscape metrics", *Landscape Online* 3, 1-14.
- Hu, Y. & Jia, G. (2009), "Influence of land use change on urban haet island derived from multi-sensor data", *International Journal of Climatology*.
- Jaeger, J. A. (2000), "Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation", *Landscape Ecology* 15, 115-130.
- McGarigal, K.; Cushman, S. .A.; Neel, M. & Ene, E. (2002), "FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps - manual for the computer software program", University of Massachusetts, Amherst, Massachusetts, US.
- 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 Ecol* 22, 447-459.
- Pittaluga, P.; Melis, G.; Doro, M. L. & Kesgin, B. (2009), "*A decisional support system for the management of territorial fragmentation and ecological networks*", Alinea Editrice, capitolo in "Planning, complexity and new ICT" - Rabino, G. and Caglioni , M. (a cura di), pp. 157-166.
- Voogt, J. (2002), Urban Heat Island, Wiley, capitolo in "Encyclopedia of global environmental change" - Douglas, I. (a cura di), pp. 660-666.
- Voogt, J. & Oke, T. (2003), "Thermal remote sensing of urban climates", *Remote Sensing of Environment* 86, 370-384.

Walz, U.; Hoehstetter, S.; Vock, D. & Dang, L. (2009), "LandMetrics-3D: Landscape metrics for raster-based structure analysis in three dimensions", Leibniz Institute of Ecological and Regional Development (IOER), Weberplatz 1, D-01217 Dresden, Germany.



Mi sento in dovere di ringraziare poche persone ma ho il piacere di farlo per molte.

Ringrazio mia madre, che è riuscita, a mia insaputa, a insegnarmi le cose importanti della vita, quelle che non puoi sapere di avere sinchè non ti servono disperatamente.

Ringrazio Andrea e Giuseppe, per la loro vicinanza e per la loro presenza che ha saputo annullare lo spazio.

Ringrazio la mia nuova famiglia, che mi ha dato la forza e il motivo per imparare il valore dell'attenzione e il coraggio dell'amore.

## 6. Bibliografia consultata

- Ale, S. B. & Howe, H. F. (2010), "What do ecological paradigms offer to conservation?", *International Journal of Ecology* 2010, 1-9.
- Allen, D.; Vandermeer, J. & Perfecto, I. (2009), "When are habitat patches really islands?", *Forest Ecology and Management* 258, 2033-2036.
- Amici, V.; Geri, F. & Battisti, C. (2010), "An integrated method to create habitat suitability models for fragmented landscapes", *Journal for Nature Conservation* 18, 215-223.
- Bailey, S. (2007), "Increasing connectivity in fragmented landscapes: An investigation of evidence for biodiversity gain in woodlands", *Forest Ecology and Management* 238, 7-23.
- Battisti, C. (2004), *Frammentazione ambientale, connettività, reti ecologiche.*, Provincia di Roma, Assessorato alle politiche ambientali, Agricoltura e Protezione Civile.
- Battisti, C. (2003), "Habitat fragmentation, fauna and ecological network planning: Toward a theoretical conceptual framework", *Italian Journal of Zoology* 70, 241-247.
- Battisti, C.; Biondi, E.; Blasi, C.; Calvario, E.; Camatta, A.; Ferroni, F.; Filpa, A. & Gambino, R. Ferroni, F. & Romano, B., ed. (2009), *Ecoregioni, biodiversità e governo del territorio. La pianificazione d'area vasta come strumento di applicazione dell'approccio ecosistemico.*, Ministero dell'Ambiente, della Tutela del Territorio e del Mare, WWF Italia., Roma.
- Baum, K. A.; Haynes, K.; Dilleuth, F. P. & Cronin, J. T. (2004), "The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones", *Ecology* 85, 2671-2676.

- Beier, P. & Noss, R. F. (1998), "Do habitat corridors provide connectivity?", *Conservation Biology* 12, 1241-1252.
- Bender, D. J. & Fahrig, L. (2005), "Matrix structure obscures the relationship between interpatch movement and patch size and isolation", *Ecology* 86, 1023-1033.
- Bennett, A. F. (2003), *Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation*, IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Bennett, G. & Mulongoy, K. J. (2006), "Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones"(23), Technical report, Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal.
- Bennett, G. & Wit, P. (2001), *The development and application of ecological networks: a review of proposals, plans and programmes*, IUCN - The World Conservation Union.
- Bentrup, G. (2008), "Conservation Buffers - Design Guidelines for Buffers, Corridors, and Greenways", Technical report, Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station, National agroforestry center.
- Bodin, Ö. & Saura, S. (2010), "Ranking individual habitat patches as connectivity providers: integrating network analysis and patch removal experiments", *Ecological Modelling*.
- Boothby, J. (2010), "An ecological focus for landscape planning", *Landscape Research* 25, 281-289.
- Brotons, L.; Monkkonen, M. & Martin, J. L. (2003), "Are fragments islands? Landscape context and density-area relationships in boreal forest birds", *The American Naturalist* 162, 343-357.
- Broussard, S. R.; Washington-Ottombre, C. & Miller, B. K. (2008), "Attitudes toward policies to protect open space: A comparative study of government planning officials and the general public", *Landscape and Urban Planning* 86(1), 14--24.
- Bulkeley, H. (2005), "Reconfiguring environmental governance: towards a politics of scales and networks", *Political Geography* 24, 875-902.

- Callicott, J. B.; B., C. L. & Mumford, K. (1999), "Current normative concepts in conservation", *Conservation Biology* 13, 22-35.
- Castilla, G.; Larkin, K.; Linke, J. & Hay, G. J. (2009), "The impact of thematic resolution on the patch-mosaic model of natural landscapes", *Landscape Ecology* 24, 15-23.
- Chetkiewicz, C.-L. B.; Cassady St. Clair, C. & Boyce, M. S. (2006), "Corridors for conservation: integrating pattern and process", *Annual review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37, 317-342.
- Christensen, K. S. (1985), "Coping with uncertainty in planning", *Journal of the American Planning Association* 51, 63-73.
- Colyvan, M.; Linquist, S.; Grey, W.; Griffiths, P. E.; Odenbaugh, J. & Possingham, H. P. (2009), "Philosophical issues in ecology: recent trends and future directions", *Ecology and Society* 14(2): 22. 14, 1-12.
- Crawford, M. A. (2008), "An analysis of terrain roughness: generating a GIS application for prescribed burning", Master's thesis, Texas Tech University.
- Cushman, S. A.; McGarigal, K. & Neel, M. C. (2008), "Parsimony in landscape metrics: strength, universality, and consistency", *Ecological Indicators* 8, 691-703.
- Di Giulio, M.; Holderegger, R. & Tobias, S. (2009), "Effects of habitat and landscape fragmentation on humans and biodiversity in densely populated landscapes", *Journal of Environmental Management* 90, 2959-2968.
- Doak, D. F. & Mills, S. L. (1994), "A useful role for theory in conservation", *Ecology* 75, 615-626.
- Donald, P. F. & Evans, A. D. (2006), "Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes", *Journal of Applied Ecology* 43, 209-218.
- Drielsma, M.; Ferrier, S. & Manion, G. (2007), "A raster-based technique for analysing habitat configuration: The cost-benefit approach", *Ecological Modelling* 202, 324-332.
- Driscoll, D. A. (2005), "Is the matrix a sea? Habitat specificity in a naturally fragmented landscape", *Ecological Entomology* 30, 8-16.

- Dunlap, R. E. & Mertig, A. G. (1992), "The evolution of the U.S: Environmental Movement from 1970-1990", *Society and Natural Resources*, 1-10.
- Dunn, A. G. & Majer, J. D. (2007), "In response to the continuum model for fauna research: a hierarchical, patch-based model of spatial landscape patterns", *Oikos* 116, 1413-1418.
- Eigenbrod, F.; Hecnar, S. J. & Fahrig, L. (2008), "Accessible habitat: an improved measure of the effects of habitat loss and roads on wildlife populations", *Landscape Ecology* 23, 159-168.
- Fahrig, L. (2003), "Effects of habitat fragmentation on biodiversity", *Ecology, Evolution, and Systematics* 34, 487-515.
- Falcy, M. R. & Estades, C. F. (2007), "Effectiveness of corridors relative to enlargement of habitat patches", *Conservation Biology* 21, 1341-1346.
- Farina, A. (2010), The state of art of landscape ecology: 20 years of paradigms and methods, Springer, capitolo in "Ecology Cognition and Landscape", pp. 1-13.
- Fazey, I.; Fischer, J. & Lindenmayer, D. (2005), "What do conservation biologists publish?", *Biological Conservation* 124, 63-73.
- Ferrara, G. & Campioni, G. *verde editoriale*, I., ed. (1997), *Tutela della naturalità diffusa, pianificazione degli spazi aperti e crescita metropolitana*.
- Ferrara, G. & Campioni, G. (2003), *Paesaggi sostenibili*, *Il verde editoriale*.
- Ferrari, C.; Pezzi, G. and Diani, L. & Corazza, M. (2008), "Evaluating landscape quality with vegetation naturalness maps: an index and some inferences", *Applied Vegetation Science* 11, 243-250.
- Ferrari, I. & Ferrarini, A. (2008), "From ecosystem ecology to landscape ecology: a progression calling for a well-founded research and appropriate disillusion", *Landscape Online* 6, 1-12.
- Ferrarini, A. & Tomaselli, M. (2010), "A new approach to the analysis of adjacencies: potentials for landscape insights", *Ecological Modelling* 221 221, 1889-1896.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. (2007), "Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis", *Global Ecology and Biogeography* 16, 265-280.

- Forman, R. T. (1995), Land mosaics. The ecology of landscapes and regions, Cambridge University Press.
- Forman, R. T. (1995), "Some general principles of landscape and regional ecology", *Landscape Ecology* 10, 133-142.
- Graham, M. H. & Dayton, P. K. (2002), "On the evolution of ecological ideas: paradigms and scientific progress", *Ecology* 83, 1481-1489.
- Gurrutxaga, M.; Lozano, P. J. & del Barrio, G. (2010), "GIS-based approach for incorporating the connectivity of ecological networks into regional planning", *Journal for Nature Conservation* 18, 318-326.
- Haila, Y. (2002), "Scaling environmental issues: problems and paradoxes", *Landscape and Urban Planning* 61, 59-69.
- Haila, Y. (1999), "Biodiversity and the divide between culture and nature", *Biodiversity and Conservation* 8, 165-181.
- Haila, Y. & Jarvinen, O. (1982), The role of theoretical concepts in understanding the ecological theatre: a case study on Island Biogeography, Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holland., capitolo in "Conceptual issues in ecology" - Saarinen, Esa (a cura di), pp. 261-280.
- Hanski, I. (2008), "Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain", *Biological Journal of the Linnean Society* 42, 3-16.
- Hess, G. R. & Fischer, R. A. (2001), "Communicating clearly about conservation corridors", *Landscape and Urban Planning* 55, 195-208.
- Hidding, M. C. & Teunissen, A. T. (2002), "Beyond fragmentation: new concepts for urban-rural development", *Landscape and Urban Planning* 58, 297-308.
- Horskins, K.; Mather, P. B. & Wilson, J. C. (2006), "Corridors and connectivity: when use and function do not equate", *Landscape Ecology* 21, 641-655.
- Ingegnoli, V. (1997), *Esercizi di ecologia del paesaggio*, Città studi edizioni.
- Ingegnoli, V. & Pignatti, S. studi edizioni, C., ed. (1996), *L'ecologia del paesaggio in Italia*.
- James, P.; Ashley, J. & Evans, A. (2000), "Ecological networks: connecting environmental, economic and social systems?", *Landscape Research*, 25: 3, 345 – 353 25, 345-353.

- Jongman, R. H. & Pungetti, G. (2004), *Ecological networks and greenways: concept, design, implementation*, Cambridge University Press.
- Kindlmann, P. & Burel, F. (2008), "Connectivity measures: a review", *Landscape Ecology* 23, 879-890.
- Klosterman, R. E. (1997), "Planning Support Systems: a new perspective on computer-aided planning", *Journal of Planning Education and Research* 17, 45-54.
- Kubes, J. (1996), "Biocentres and corridors in a cultural landscape. A critical assessment of the "territorial system of ecological stability""", *Landscape and Urban Planning* 35, 231-240.
- Laurance, W. F. (2008), "Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory", *Biological Conservation* 141, 1731-1744.
- Leibenath, M.; Blum, A. & Stutzriemer, S. (2010), "Transboundary cooperation in establishing ecological networks: the case of Germany's external borders", *Landscape and Urban Planning* 94, 84-93.
- Liding, C.; Yang, L.; Yihe, L.; Xiaoming, F. & Bojie, F. (2008), "Pattern analysis in landscape ecology: progress, challenges and outlook", *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(11), 5521-5531.
- Lindenmayer, D. & Brugman, M. (2009), *Landscapes and habitat fragmentation*, CSIRO Publishing, capitolo in "Practical Conservation Biology", pp. 255-292.
- Lindenmayer, D. B. & Fischer, J. (2006), "Tackling the habitat fragmentation panchreston", *Trends in Ecology and Evolution* 22, 127-132.
- Lindenmayer, D. B.; Fischer, J. & Hobbs, R. (2007), "The need for pluralism in landscape models: a reply to Dunn and Majer", *Oikos* 116, 1419-1421.
- Magle, S. B.; Theobald, D. M. & Crooks, K. R. (2009), "A comparison of metrics predicting landscape connectivity for a highly interactive species along an urban gradient in Colorado, USA", *Landscape Ecology* 24, 267-280.
- Matisziw, T. C. & Murray, A. T. (2009), "Connectivity change in habitat networks", *Landscape Ecology* 24, 89-100.

Mayer, P. (2006), "Biodiversity - The appreciation of different thought styles and values helps to clarify the term", *Restoration Ecology* 14, 105-111.

Maynard, S.; James, D. & Davidson, A. (2010), "The development of an ecosystem services framework for south east queensland", *Environmental Management* 45, 881-895.

McDonald, R. I.; Kareiva, P. & Forman, R. T. (2008), "The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation", *Biological Conservation* 141, 1695-1703.

Mech, S. G. & Hallett, J. G. (2001), "Evaluating the effectiveness of corridors: a genetic approach", *Conservation Biology* 15, 467-474.

Molienan, A. & Nieminen, M. (2002), "Simple connectivity measures in spatial ecology", *Ecology* 83, 1131-1145.

Montoya, J. M.; Pimm, S. L. & Solé, R. V. (2006), "Ecological networks and their fragility", *Nature* 442, 259-264.

Mougenot, C. & Roussel, L. (2002), "Ecological network and local authorities: sociological instrument", *Nature and environment* 1, 1-29.

Murphy, H. T. & Lovett-Doust, J. (2004), "Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: does the matrix matter?", *OIKOS* 105:1 (2004) 105, 3-14.

Pascual-Hortal, L. & Saura, S. (2008), "Integrating landscape connectivity in broad-scale forest planning through a new graph-based habitat availability methodology: application to capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Catalonia (NE Spain)", *European Journal of Forest Research* 127, 23-31.

Patterson, B. D. & Atmar, W. (1986), "Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos", *Biological Journal of the Linnean Society* 28, 65-82.

Pinto, N. & Keitt, T. H. (2009), "Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach", *Landscape Ecology* 24, 253-266.

Price, B.; McAlpine, C. A.; Kutt, A. S.; Phinn, S. R.; Pullar, D. V. & Ludwig, J. A. (2009), "Continuum or discrete patch landscape models for savanna birds? Towards a pluralistic approach", *Ecography* 32, 745-756.



Pullinger, M. G. & Johnson, C. J. (2010), "Maintaining or restoring connectivity of modified landscapes: evaluating the least-cost path model with multiple sources of ecological information", *Landscape Ecology* 25, 1547-1560.

Romano, B. (2000), *Continuità ambientale, pianificare per il riassetto ecologico del territorio*, Andromeda Edizioni.

Rutledge, D. (2003), "Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process?"(98), Technical report, New Zealand Department of Conservation, Department of Conservation, PO Box 10-420 Wellington, New Zealand.

Rutledge, D. (2003), *Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process?*, New Zealand Department of Conservation, Wellington.

Samways, M. J.; Bazelet, C. S. & Pryke, J. S. (2010), "Provision of ecosystem services by large scale corridors and ecological networks", *Biodiversity and Conservation* 19, 2949-2962.

Saunders, D. A.; Hobbs, R. J. & Margules, C. R. (1991), "Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review", *Conservation Biology* 5, 18-32.

Saura, S. & Rubio, L. (2010), "A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape.", *Ecography* In press.

Schon, D. A. (1993), *Generative metaphor: A perspective on problem-setting in social policy*, Cambridge University Press, capitolo in "Metaphor and thought" - Ortony, Andrew (a cura di), pp. 137-163.

Simberloff, D. & Abele, L. G. (1982), "Refuge design and island biogeographic theory: effects of fragmentation", *The American Naturalist* 120, 41-50.

Taylor, P. D.; Fahrig, L.; Henein, K. & Merriam, G. (1993), "Connectivity is a viral element of landscape structure", *OIKOS* 68, 571-573.

Tiemann, S. & Siebert, R. (2009), "Ecological networks implemented by participatory approaches as a response to landscape fragmentation\_A review of German literature", *Outlook on Agriculture* 30, 205-212.

- Tiemann, S. & Siebert, R. (2008), "Ecological networks implemented by participatory approaches as a response to landscape fragmentation - A review of German literature", .
- Tillmann, J. E. (2005), "Habitat fragmentation and ecological networks in Europe", *GAIA* 14, 119-123.
- Tjørve, E. (2010), "How to resolve the SLOSS debate: lessons from species-diversity models", *Journal of Theoretical Biology* 264, 604-612.
- Todaro, V. (2010), *Reti ecologiche e governo del territorio*, FrancoAngeli.
- du Toit, J. T. (2010), "Considerations of scale in biodiversity conservation", *Animal Conservation* 13 (2010) 229-236 c 13, 229-236.
- Turner, M. G. (2005), "Landscape ecology: what is the state of the science?", *Annual review of Ecology, Evolution, and Systematics* 36, 319-344.
- Uuemaa, E.; Antrop, M.; Roosaare, J.; Marja, R. & Mander, U. (2009), "Landscape metrics and indices: an overview of their use in landscape research", *Living Reviews in Landscape Research* 3, 1-28.
- Vari (2009), *Le frontiere della geografia*, UTET.
- Visconti, P. & Elkin, C. (2009), "Using connectivity metrics in conservation planning - when does habitat quality matter?", *Diversity and Distributions* 15, 602-612.
- Watts, K. & Handley, P. (2010), "Developing a functional connectivity indicator to detect change in fragmented landscapes", *Ecological Indicators* 10, 552-557.
- Wiens, J. A.; Stenseth, N. C.; Van Horne, B. & Ims, R. A. (1993), "Ecological mechanisms and Landscape Ecology", *Oikos* 66, 369-380.
- Wiggering, H.; Dalchowa, C.; Glemnitz, M.; Helming, K.; Muller, K.; Schultz, A.; Stachowa, U. & Zander, P. (2006), "Indicators for multifunctional land use: linking socio-economic requirements with landscape potentials", *Ecological Indicators* 6, 238-249.
- Williams, J. C. & Snyder, S. A. (2005), "Restoring habitat corridors in fragmented landscapes using optimization and percolation models", *Environmental Modeling and Assessment* 10, 239-250.

Wu, J. (2007), "Past, present and future of landscape ecology", *Landscape Ecology* 22, 1433-1435.

Ferroni, F. & Romano, B., ed. (2010), *Biodiversità, consumo del suolo e reti ecologiche*, WWF Italia, Ministero dell'Università e della Ricerca Scientifica. Cogecstre Edizioni.