

Paesaggi sostenibili e biodiversità: motivi, obiettivi e opportunità di realizzazione delle reti ecologiche

Daniel Franco

Premessa

La gestione del paesaggio pone la società di fronte a scelte complesse, che in quanto tali offrono degli spunti e delle opportunità per immaginare un territorio futuro del tutto nuovo, il (buon) governo e la trasformazione del quale porti ad un miglioramento complessivo della qualità della vita dei cittadini.

Questo principio oggi può venir definito di sviluppo sostenibile, inteso come quell'insieme di scelte che garantiscono il mantenimento o il miglioramento, in termini di equità inter-generazionale e intra-generazionale, di una serie di "qualità" di un paesaggio, vincolate tanto da un tasso di riproduzione della materia prima-energia maggiore del consumo che ne facciamo, quanto da un tasso di assorbimento dei rifiuti generati dai processi economici di trasformazione superiore alla loro produzione.

Queste "qualità" di un paesaggio, siano la biodiversità o la resilienza, investono la qualità della vita degli individui che popolano un paesaggio, e pertanto la sfera dell'etica. Ed è questa la dimensione con la quale i decisori pubblici dovrebbero confrontarsi, se posseggono le capacità e la sensibilità necessarie.

Inoltre i vincoli che permettono a queste "qualità" di essere mantenute nello spazio e nel tempo, che si basano sulle ineludibili leggi che governano il pianeta in questo universo, spingono verso *nuovi* criteri nell'utilizzo delle risorse disponibili.

Scopo di questo lavoro è l'analisi dei motivi formali e sostanziali, dei limiti e delle contraddizioni per i quali la sostenibilità della gestione di un paesaggio passa attraverso la preservazione dinamica (e non attraverso il restauro-conservazione) di "qualità" che costituiscono patrimonio comune, e che tale processo, legato in particolare alla diversità e

segnatamente alla *biodiversità*, si concretizza anche attraverso la realizzazione di reti ecologiche.

Sulla (bio)diversità

*Approccio estetico o
approccio etico?*

Il poeta ed il collezionista

La diversità è una proprietà che attiene sia alle singole popolazioni e specie sia alle categorie di classificazione superiori (comunità, ecosistemi, paesaggi), con un evidente legame gerarchico tra queste.

La fascinazione dell'essere circondati da innumerevoli animali e piante, o da paesaggi e luoghi mutevoli è un elemento positivo e che suscita un arcano ma preciso senso di fiaba e religiosità (Campo, 1971) così come si ritrova nei testi sacri e, appunto, nelle fiabe.

I motivi sono diversi e, nel caso degli esseri viventi, legati comunque a determinate specie e non a tutte, sempre preferite e per questo così spesso rappresentate dagli uomini: mammiferi, uccelli, angiosperme e alcuni insetti, pochi. Animali e piante di questo tipo sono stati reiteratamente oggetto della rappresentazione grafica o pittorica, e delle allegorie sacre e profane.

Il coinvolgimento deriva in termini generali dall'interesse nell'osservare l'incredibile complessità e bellezza di forme e comportamenti, o semplicemente dal percepire la complessità nel suo insieme.

Questa condizione non è assoluta e costante: luoghi con biodiversità ricchissima possono risultare inospitali e negati per motivi culturali (zone abbandonate, foreste buie e terrifiche) o ambientali (paludi maleodoranti, roveti impenetrabili) e apprezzati se non da pochi conoscitori, che solo in queste condizioni possono sviluppare il loro specifico piacere di conoscere.

Questi sono dei *connaisseurs*, tassonomi in questo caso, che provano piacere nel sapere quante e quali specie sono presenti: rappresentanti di quella necessità umana di dare un'ordine al mondo che li circonda, e per questo di classificare la varietà e di dare coerenza al complesso, provando piacere nel farlo.

Simon Bell (1999) ha recentemente sviluppato un'ampia disamina sul rapporto tra coinvolgimento estetico, ambiente in senso lato e paesaggio. Affrontando teorie ed approcci diversi, l'analisi svolta riconduce l'esperienza estetica ed il piacere connesso a questa alla nostra necessità di comprendere ed orientarsi nell'ambiente nel quale siamo immersi e dando preferenza alla coerenza della diversità e al senso di unità degli elementi che costituiscono l'oggetto della percezione.

Ma il piacere del senso di ordine ed equilibrio interno in rapporto al sapere pre-esistente fu anche individuato da Aristotele (2000) nella *Poetica* o da Chandrasekhar nei suoi saggi sull'estetica della scienza (1991), e tali conclusioni si sposano efficacemente con varie teorie sulla psicologia della percezione, in particolare quella cognitiva dei Kaplan (1982, 1989) che rende ragione, in via piuttosto empirica, di questi aspetti e rappresenta una summa delle precedenti teorie analoghe.

E condizioni di contorno che stimolano l'uomo alla percezione del diverso e misterioso, in particolare quelli dotati di particolare sensibilità ed intelligenza, sono la complessità, la unicità, la rarità, la stranezza.

Esistono poi dei motivi di consapevolezza derivata dalla conoscenza e non necessariamente mediati da condizioni di percezione fisica, che possono o meno avere a che fare con la fascinazione percepita dai sensi, ma che sono altrettanto o più potenti dal punto di vista etico.

La diversità genetica, della quale la biodiversità è un'espressione, è un patrimonio comune e una condizione necessaria per garantire in senso ampio l'evoluzione del nostro pianeta e la nostra stessa sopravvivenza. Ma per una stima della diversità genetica è necessario utilizzare sistemi indiretti ed empirici (come ci insegnò a suo tempo Mendel) o strumentali, nonché dotarsi di un apparato esplicativo regolamentato, il metodo scientifico.

La co(n)scienza di ciò, anche se non percepibile direttamente e fisicamente, genera un coinvolgimento estetico nella comprensione dell'oggetto teorico (il problema) e conseguenti stati emotivi, conducendo a posizioni fortemente etiche perché implicano, sulla base di una conoscenza personale, valutazioni morali sulla qualità della vita propria e delle generazioni presenti e future, o in senso più ampio il permanere della vita come la conosciamo.

L'origine estetica del processo cognitivo

Comunque la vogliamo vedere, ci sembra che l'idea che vede il coinvolgimento estetico nell'oggetto percepito come motore del processo cognitivo, sia esso paesaggio, quadro, formula o idea, continui ad essere coerente con un filone di pensiero che parte dalla poetica aristotelica e viene rielaborato nei secoli sino ai giorni nostri (Nohl, 2001; Bell, 1999).

L'oggetto percepito presenta dunque un aspetto narrativo-descrittivo ed un aspetto poetico. Il primo è generato dalla percezione fisica dei componenti dell'oggetto (strade, boschi, pietre, numeri e simboli algebrici) e da un ulteriore livello, sintomatico, che vede l'applicazione agli oggetti percepiti delle conoscenze acquisite dall'osservatore.

Ciascun componente può generare informazioni e queste dipendono dal grado di sapere generico o specifico e dalla capacità elaborativa ed associativa di ciascuno. Un geologo sarà in grado di associare una quantità di informazioni dagli indizi forniti dagli strati osservati su un costone roccioso, con efficacia probabilmente superiori a quelle ottenibili da un batterista, e ordinare la realtà sulla base di indizi genera piacere. Ma certamente ci saranno geologi più o meno colti o abili nella lettura della realtà attraverso gli stessi indizi.

L'aspetto poetico è invece legato alle emozioni, positive o negative che siano, che ciascuno associa agli elementi che vanno a comporre l'oggetto percepito. Autostrade o boschi generano piacere o dispiacere in relazione alle emozioni prodotte, siano legate a processi psico-percettivi comuni innati o siano legate alla storia e alla struttura psichica di ciascuno (Kaplan e Kaplan, 1982; Appleton, 1975; Bourassa, 1991, Brunson & Reiter, 1996); lo stesso effetto sembra possa essere associato ai numeri e simboli nonché alle formule che li contengono, nel campo della scienza in senso naturale e anti-antropocentrico (Chandrasekhar, op cit.) oltre che esoterico e magico (Ginsburg, 1989; Mauss, 2000)

In questo senso assume gran peso l'ulteriore livello elaborativo che va a collegare queste stesse emozioni ai simboli e ai miti che si coagulano sugli elementi dell'oggetto percepito e derivano dal mondo sociale, presente e passato, al quale appartengono.

Il peso che i simboli e i miti hanno nella percezione della realtà e nella sua conseguente elaborazione sono stati a lungo dibattuti, e questa componente ha assunto significati diversi che vedono il mito dominare il coinvolgimento nella percezione della realtà o viceversa.

La prima posizione, quella ad esempio associabile in tempi moderni all'opera di un LeviStrauss e più o meno carica d'irrazionale, può risultare debole sia perché la differenza tra le singole varianti del mito e tra i singoli contesti entro cui il mito e agisce è notevole, sia perché risulta assai difficile vivere senza coinvolgimento emotivo un contenuto mitico e darne un'interpretazione critica ampia e comprensiva.

Ci troviamo comunque di fronte a qualcosa che le nostre interpretazioni riescono ad avvicinare ma non ad esaurire, con il rischio di confondere le "memorie sociali" di Aby Warburg negli archetipi di Carl Jung (Ginsburg, 1986) e di pendere verso l'ostilità per i diritti naturali dell'individuo e la politica della democrazia che li sostiene, cara ai cultori del potere del mito e della magia nella comprensione del mondo, come Nietzsche e lo stesso Jung, che tanto hanno influenzato la storiografia moderna intendendo la storia esercizio narrativo e retorico relativo alle convenzioni ed al potere in vigore, e non come ricerca retorica, in senso aristotelico e non già socratico,

dell'onere di prova (Ginsburg, 2000).

Il problema, come ricorda Simon Shama (1995) è nel non farsi accecare dalla potenza evocativa e poetica di miti e simboli, cercando di comprenderne la complessità e la coerenza per quello che riusciamo a distinguere. Illuminante è in proposito il giudizio positivo formulato dall'ebreo Carl Bloch (negli *Annales* da lui fondati) sul testo palesemente parziale sul rapporto tra mito di potenza guerriera germanica e terzo reich scritto da Georges Dumézil (Ginsburg, 1984).

Antropo-centrismo ed eco-centrismo

Quindi tanto maggiore è il peso culturale, tanto maggiore è la differenza nel coinvolgimento estetico del processo cognitivo a carico dell'oggetto percepito. Questo pone il genetista o l'esperto di orchidee tropicali ad avere un atteggiamento probabilmente diverso da quello dei propri simili sul mantenimento della biodiversità, ma può anche spingere costoro nella necessità di comunicare il valore del proprio sapere, sia esso prettamente estetico o etico.

Il valore del singolo acquista significato sociale attraverso quel processo comunicativo che si esprime nei cosiddetti bisogni sociali, che rappresentano le metafore e gli emblemi di questo processo e ne manifestano i cambiamenti funzionali in una società o la percezione comune di un problema.

Rispetto alle modalità con le quali le qualità emerse dai nuovi "bisogni" sociali sono state valutate, ci sembra che alla fine di questo secolo si sono succeduti due paradigmi interpretativi.

Il paradigma bio-centrico, originatosi probabilmente dal nord America con la linea di pensiero da Henry David Thoreau (1989, 1999) ad Aldo Leopold (1981), dalla quale scaturì l'etica di Gaia e la filosofia ecologista, tende ad associare ai sistemi naturali un valore etico assoluto, escludendo da questo il giudizio umano. Quest'atteggiamento ha generato tra gli anni '70 e '90 sistemi di giudizio e valutazione nelle intenzioni il più possibile obiettivi e volontariamente con scarsa considerazione della preferenza sociale.

Il paradigma socio-centrico, che ha progressivamente preso posizione negli ultimi vent'anni caratterizza, invece, un approccio che pone crescente peso ad una volontaria assenza di neutralità tecnica nel giudizio e individua le scelte come effetto della negoziazione sociale della preferenza e del bilanciamento del consenso. In questo caso l'ambiente in senso ampio è vissuto come rappresentazione sociale e non come valore a se stante. Sui rischi di un uso acritico di tale approccio, sempre più evidenti, è stato scritto altrove (Daniel, 2001; O'Neill e Walsh, 2000; Rose e Suffling, 2001).

Quale sia l'approccio dominante presente in una società, o nel gruppo di appartenenza del singolo, è chiaro che il valore della qualità "biodiversità", cioè di chi ha diritto di essere diverso assume un peso del tutto variabile.

Nel secondo caso, ad esempio, il peso del genetista o del conoscitore di orchidee tropicali non avrebbe molto significato in una società di esportatori di legname esotico.

Approccio soggettivo ed oggettivo

Chi è più diverso degli altri ?

Abbiamo concluso che l'apprezzamento della biodiversità si limita per buona parte dei nostri simili a poche specie, quelle scelte dal poeta, o a più specie nel caso siano dei tassonomi ad essere coinvolti nel giudizio o da molte più ancora se del problema è fatto carico il Prof. Josè Esquinas-Alcàzar (*Secretary of the FAO Commission on Genetic Resource for Food and Agriculture*) o infine tutte, se ad essere interpellato è un fedele epigone di Leopold, San Francesco o Buddha.

Chi ha ragione e chi è più degno di essere considerato diverso?

Nei fatti la gestione della biodiversità è un problema affrontabile dalle società, e impone delle scelte nell'uso delle risorse e nella trasformazione di ciò che ci circonda. In una qualsiasi società la risposta al quesito passa generalmente attraverso il coinvolgimento, ad esclusione dei casi nei quali l'approccio socio-centrico come sopra descritto sia applicato in maniera rigorosamente ortodossa, da esperti o da *connoisseurs*: siano essi i saggi di un villaggio che i genetisti della FAO o gli esperti nominati da un Governo.

Ciascuno di costoro adotterà un approccio di giudizio relativo alla propria cultura e al proprio sapere, e per quanto fideistico, induttivo-semeiotico o scientificamente sperimentale possa essere il metodo adottato, si baserà comunque su una proiezione del proprio vissuto e delle proprie capacità, costantemente modificate dall'esperienza e dal confronto con gli altri esperti o *connoisseurs* con interessi simili.

I nuovi Salomone e i loro strumenti

Siano esperti o saggi, costoro si dotano di strumenti (culturali e strumentali) per definire il loro giudizio, cercando di renderlo, nel caso della nostra società, oggettivo ed imparziale, forte come va di moda dire. Infatti nella nostra società gli esperti ai quali ci si rivolge sono gli scienziati, o i "tecnici" in un'accezione più ampia e ambigua, che dovrebbero adottare degli approcci, quello scientifico e quello induttivo, per comunicare un valore oggettivamente associato alla "qualità" biodiversità.

Sono gli scienziati dunque i nuovi Salomone ai quali la società attraverso i decisori affida il compito di risolvere i problemi per conto della comunità, scelti per indicare chi è più uguale e se qualcuno è più eguale.

Gli strumenti messi a punto nel tentare di quantificare e definire la biodiversità consistono in indici che cercano di sintetizzare la complessità delle organizzazioni di organismi viventi a diverse scale gerarchiche, da popolazione a comunità, attraverso il riconoscimento ed il conteggio degli individui appartenenti alle diverse specie. Sono gli indici di ?, be ? diversità e ricchezza, calcolati e confrontati statisticamente in molti modi diversi (Kent e Coker, 1992; Ricklefs, 1980; Burel *et al.*, 1998; Sweeney e Cook, 2001; Fournier e Loreau, 2001).

Esistono poi indicatori che cercano di stimare l'effetto della



struttura del paesaggio e della dipendenza delle stime di diversità/rarità rispetto alla scala di indagine, come l'*habitat specificity* (Wagner e Edwards, 2001).

Altri metodi ancora cercano di stimare geograficamente *hot-spots* di biodiversità mediante un'analisi tra le relazioni tra caratteristiche ambientali/geografiche e biodiversità per guidarne quindi le strategie di gestione a scala regionale.

La *GAP Analysis* (Jennings, 1999) combina carte della vegetazione e informazioni ancillari (topografiche ed idrografiche) per stimare la distribuzione ad ampia scala dei vertebrati. I modelli *Wildlife Habitat Relationships* (WHR) stimano invece matrici relazionali tra caratteristiche favorevoli di habitat e presenza di specie, sulla base di studi ed opinioni di esperti.

Infine abbiamo gli *Habitat Suitability Index* (HSI), che sono esempi su base statistica di WHR a scala più fine (Verner *et al.*, 1986), e nuovi modelli tipo HSI a scala intermedia che utilizzano anche parametri di configurazione spaziale del paesaggio per la previsione dei risultati (Lawler e Edwards, 2002).

Da ultimo si ritrovano i metodi genetici, che cercano di stimare la variabilità genetica entro e tra i gruppi di organismi.

Ma per quanti siano gli sforzi per rendere oggettiva la valutazione, risulta evidente che le analisi tendono a concentrarsi, in particolare nei processi legati alla conservazione della natura con tutte le conseguenze di ordine emotivo ed evocativo che questa ha, si concentrino sempre su poche specie o *taxa*.

Recentemente, ad esempio, dei mirmecologi statunitensi hanno messo in luce come la *GAP Analysis* sviluppata in Florida per i mammiferi non corrisponda ai risultati dello stesso metodo applicato alle formiche e non utilizzi in questo caso scale di analisi adeguate. E non esistono motivi, tanto meno ecologici, per ritenere che la biodiversità delle formiche non sia una "qualità" da tutelare (Allen *et al.*, 2001).

Sulla biodiversità e la rete ecologica

Biodiversità e flussi biotici in un paesaggio

La conservazione della specie motore della diversità

Come noto la biodiversità è legata alla riproduzione sessuata, attraverso la quale le informazioni che ciascuno possiede, o delle quali viene in possesso attraverso mutazioni, vengono ricombinate. Questa consapevolezza è nata ben prima della genetica, anche se per un numero limitato di specie.

È altrettanto noto che, per accoppiarsi, due organismi o i propaguli di questi devono incontrarsi, e muoversi in un ecosistema o in un sistema di ecosistemi. Va da sé che la maggiore facilità di muoversi in un paesaggio influenza le possibilità d'incontro, di accoppiamento e, alla lunga, la biodiversità.

Negli ultimi decenni si sono succedute due teorie per interpretare la possibilità riproduttiva di popolazioni animali o vegetali in un paesaggio, la teoria bio-geografica di MacArthur e Wilson (1967) e la teoria delle meta-popolazioni di Levins (1969), e quest'ultima si ritiene oggi la più efficace nell'interpretare il movimento degli organismi viventi in un paesaggio (Forman, 1995).

La base della sua formulazione teorica prevede l'esistenza di una metapopolazione costituita da una serie di subpopolazioni legate ad ambienti (ecosistemi) favorevoli. La dinamica della metapopolazione dipende dalla dinamica entro le singole subpopolazioni e dai flussi tra le subpopolazioni (Hanski e Simberloff, 1997).

Tanto la presenza di ambienti favorevoli quanto la configurazione delle strutture del paesaggio condizionano i flussi biotici e quindi la bio-diversità, pertanto la gestione della bio-diversità dipende dalla gestione dell'entità e configurazione delle strutture paesaggistiche.

Come valutare la configurazione spaziale di un paesaggio?

La definizione della configurazione di un paesaggio è un compito arduo, perché si basa sul tentativo di comprimere in valori significativi l'estrema complessità del problema. Nel

perseguimento dell'obiettivo l'ecologia del paesaggio, disciplina che più delle altre ha tentato di risolvere il problema, ha individuato una serie di parametri ritenuti particolarmente rappresentativi.

Con l'*eterogeneità* di un paesaggio si fornisce una stima della complessità della configurazione spaziale degli ecotopi che lo compongono in termini di distribuzione, numero e dimensioni. Per ciascuna scala percettiva/esplorativa delle popolazioni considerate, la variazione dell'eterogeneità può influire sulla distribuzione interazione e adattamenti degli organismi (Dramstad *et al.*, 2001; Manson *et al.*, 1999), e, in funzione all'evapotraspirazione potenziale, risulta particolarmente correlata con la biodiversità (Atauri e de Lucio, 2001) di certi *taxa* caratterizzati da elevata mobilità (uccelli, chiroterti, farfalle; Farina, 1997; Preiss, 1997; Jonsen e Fahring, 1997; Naugle *et al.*, 1999; Pino *et al.*, 2000). Non è a disposizione un unico metodo per la stima di questo parametro.

La *connettività* stima un rapporto funzionale (e specifico della funzione considerata) tra ecotopi non necessariamente connessi fisicamente tra loro: certe configurazioni strutturali di certi ecotopi possono influenzare positivamente o negativamente l'intensità di certi flussi paesaggistici (e.g. dispersione del fuoco, di malattie, di organismi, ecc.). Considerata l'impossibilità di definire univocamente la "connettività" di un paesaggio (e.g. Tishendorf e Fahring, 2000) e ampiamente ridimensionate le promesse in questo senso di modelli di percolazione (Nikora, 1999; Saura e Martinez-Millán, 2000), il tasso di connessione dei sistemi paranaturali presenti nel paesaggio culturale considerato può risultare un buon indicatore dei flussi biotici di molte delle popolazioni di uccelli e micromammiferi potenzialmente presenti (Franco, 2000; Barr e Petit, 2001) e di altri processi paesaggistici, ad esempio quelli idrologici, o quelli socio-culturali e percettivi (Franco, 2002a; Franco *et al.*, 2003a).

I processi di *frammentazione* di un paesaggio (Forman, 1995) possono causare una variazione degli habitat e una variazione del costo energetico per l'utilizzo delle risorse (Hinsly, 2000), portando potenzialmente alla rarefazione ed all'aumento numerico delle specie presenti in un paesaggio. Questo effetto è scala dipendente (Olf e Ritchie, 2002), e a "scala intermedia" legato: (i) alla dimensione degli habitat favorevoli e dalla distanza tra questi (e.g. Jansson e Angelstam, 1999; Whithed, 2000), (ii) alla dipendenza della scala di mobilità delle specie considerate (Naugle *et al.*, 1999; Howel *et al.*, 2000; Delin e Andrèn, 1999), (iii) alle variazioni intraspecifiche ed interspecifiche (Bowers e Dooley, 1999; Kozakiewicz *et al.*, 1999). L'uso della frammentazione come variabile di controllo o parametro di confronto è complicata dal fatto che non esistono al momento misure comunemente accettate per la sua stima (Tishendorf, 2001) e gli indicatori utilizzati per una sua valutazione tendono a sovrapporsi a quelli usati per la stima dell'eterogeneità. Inoltre un suo utilizzo generalizzato a scopi predittivi (*conservation management*) è tutt'altro che scontato per la presenza di effetti secondari (relazioni interspecifiche, tipo di modificazione degli habitat in-

dotti dalla frammentazione) e per la grande variabilità di reazione delle singole specie dovuta (Bowers e Dooley, 1999; Mac Nally *et al.*, 2000; Fauth *et al.*, 2000).

E la rete ecologica? Modelli interpretativi del concetto

Da un punto di vista ecologico e di paesaggio, il concetto di rete ecologica è collegato alla ipotesi che la configurazione degli ecosistemi o mosaici di ecosistemi naturali o naturaliformi possano contribuire al mantenimento della biodiversità e della diversità (culturale) dei paesaggi, agendo sui parametri paesaggistici sopra ricordati, ovvero la frammentazione, la connettività e l'eterogeneità (Forman, 1995; Pino *et al.*, 2000; Val Langevelde *et al.* 2002; Baudry e Burel, 1998, 1999; Opdam *et al.*, 2002; Söndergrath e Schröder B., 2002; Vulleumier e Prélaz-Droux, 2002).

Il concetto di *rete ecologica* è interpretato in maniera diversa in funzione dell'approccio valutativo adottato. Si va infatti da definizioni prettamente tecnico-infrastrutturali, a definizioni di tipo estetico-descrittive, a quelle geografico-amministrative. Considerando il tipo di "oggetti messi in rete" è possibile individuare almeno quattro modelli concettuali (Malcewski, 2001) oggi proposti in maniera più o meno sovrapposta per la realizzazione di una rete ecologica. Di seguito si riportano le nostre valutazioni sulle categorie così individuate.

Sistema NATURA 2000

In questo caso gli obiettivi dichiarati sono legati alla conservazione ed alla salvaguardia della biodiversità, e gli habitat individuati sono quelli derivati dall'applicazione di indirizzo della Direttiva "Habitat" (92/43/CEE): proteggere luoghi inseriti in un insieme di biotopi tutelati in funzione di conservazione di specie minacciate ("liste rosse" della Direttiva).

Il modello di tipo descrittivo è definito da *core areas*, che dovrebbero permettere alla specie oggetto di mantenere metapopolazioni nel tempo, *buffer zones* per ridurre i disturbi alle aree centrali e *corridoi* che dovrebbero permettere i flussi biotici tra le aree precedenti e garantire una dinamica di metapopolazione riducendo i rischi di estinzione.

La definizione e localizzazione delle diverse parti del modello in funzione di effetti riconoscibili o prevedibili non è sostanzialmente possibile, perché tali denominazioni nascono da definizioni non legate ad osservazioni sperimentali, e pertanto e definiscono oggetti teorici con caratteristiche strutturali e funzionali non chiaramente quantificabili.

Il modello oggi non può essere considerato esaustivo nel perseguimento dell'obiettivo della tutela della biodiversità, se stabilito come primario, per la necessità di considerare il contesto e non l'insieme distinto di aree nella conservazione del paesaggio.

Infatti se le zone protette possono essere importanti nel mantenimento della biodiversità, la gestione di questa passa necessariamente per una gestione complessiva del paesaggio e delle sue risorse (Steiner *et al.*, 2000), per poter essere sia bio-

logicamente che socialmente sostenibile. L'attuale strategia di conservazione deve prevedere l'ingrazione gestionale di usi assai diversi del paesaggio, da quello forestale ed agricolo, di riserva integrale a quello urbano (Forman, 1995; Hoestetler, 1999; Pino *et al.*, 2000).

Ci sono molti motivi che rendono necessaria questa strategia, ma uno in particolare: il paesaggio è un sistema eterogeneo, e le specie, anche tra quelle che si intendono tutelare, utilizzano il paesaggio e le sue risorse in maniera eterogenea nello spazio e nel tempo. Questa consapevolezza ha generato nuovi e diversi approcci per la gestione della biodiversità (Simberloff, 1998; Sanderson, 2002).

Sistema di parchi e riserve

Un secondo modo oggi presente per intendere il concetto di rete ecologica si basa sul fatto che si ritiene più intelligente considerare il sistema di aree protette appunto come sistema, per l'efficacia fruitiva del quale devono essere ottimizzate le azioni di governo e le dotazioni infrastrutturali (reti tecnologiche, viarie, infrastrutturali, dell'offerta museale, turistica, didattica, ecc.).

In questo caso l'obiettivo primario della "rete" diviene di ordine fruitivo ed organizzativo, e definito dagli organi istituzionali: gli elementi costitutivi della rete possono concentrarsi sulla realizzazione di corridoi (in questo caso spesso sovrapposti e confusi con quelli infrastrutturali di collegamento) o sull'ottimizzazione dei diversi servizi di offerta.

Per quanto riguarda la scala di analisi ed elaborazione, questa è governata da fattori di ordine amministrativo (comune-stato), e risulta una derivazione dei livelli gestionali e pianificatori della politica di conservazione della natura. Per quanto riguarda la conservazione della biodiversità, l'approccio è nei fatti anche se non nelle intenzioni ancor più superato del sistema Natura 2000.

Sistema di luoghi

In questo tipo di visione di "rete ecologica" l'obiettivo è soprattutto quello di migliorare le caratteristiche percettive del paesaggio dal punto di vista socioculturale. È un approccio con una storia importante legato all'idea della riqualificazione dei paesaggi extraurbani e rurali e della connessione tra questi e la città.

In questo caso il paesaggio è tradizionalmente inteso come luogo di gradimento percettivo, dove ciò che si osserva, sia strettamente antropico sia paranaturale, assolve in ciò la propria funzione. Manca quindi la componente ecosistemica e dinamica nella percezione del paesaggio (Bell, 1999), con tutto ciò che questo comporta in termini di fallimento degli effetti presunti sul versante biodiversità (Hess e Fisher, 2001).

Gli elementi di questo "sistema" di ordine estetico sono profondamente legati all'evoluzione del concetto di parco e di parco periurbano poi, tra il XIX e XX secolo; si sono consolidati dagli anni '70 in poi attorno all'idea, giunta da Fredrick Olmsted, di *greenway* e dei suoi derivati (sentieri, piste ciclabili, ecc.) elementi ri-costruiti che legano città, sistemi verdi



urbani, ambiti periurbani e campagna. La scala di valutazione è sostanzialmente slegata dai flussi paesaggistici nel loro complesso ed il termine "ecologico" ha in questo caso un valore sostanzialmente evocativo.

Sistema di ecosistemi connessi tra loro

Questo è l'approccio più complesso al concetto di rete ecologica, legato alla nascita ed alla evoluzione della ecologia del paesaggio.

Non deriva come negli altri casi dalla definizione di "componenti" le cui proprietà ipotizzate sono stabilite a priori per motivi di convenienza semantica, amministrativa o emotiva (comunicativa), ma dall'osservazione di caratteristiche e comportamenti di strutture del paesaggio e dalla verifica d'ipotesi sui comportamenti relativi.

In tale approccio il paesaggio è considerato un sistema di ecosistemi e la rete ecologica può essere descritta come macrostruttura definita dell'interazione di strutture paesaggistiche (Burel e Baudry, 1999; Forman, 1995; Farina, 1995; Franco 2000), nell'ipotesi che tale macro struttura influenzi le funzioni (flussi o processi) del paesaggio e che possieda comportamenti caratteristiche e attività riconoscibili, descrivibili e pertanto prevedibili e governabili (Franco, 2002).

Lo scopo della realizzazione di una rete ecologica è quello di influenzare positivamente i flussi paesaggistici (in particolare quelli biotici) per garantire il mantenimento della biodiversità, ma altresì per garantire un riequilibrio dei cicli idrogeochimici e delle funzioni ecologiche, compresi i flussi culturali ed economici che hanno luogo nel paesaggio.

In questo approccio assumono un significato misurabile e ripetibile, e pertanto non esclusivamente evocativo, i concetti di frammentazione e connettività e si supera e l'idea (spesso insufficiente) che la soluzione alla conservazione sia la protezione e l'unione fisica *tout court* di alcune aree (Franco *et al.*, 2003; Steiner *et al.*, 2000, Anderson, 2002).

La definizione di rete ecologica classicamente utilizzata in ecologia (del paesaggio) possiede invece la caratteristica di essere sintetica e di tipo funzionale e non strutturale: "un insieme di corridoi dello stesso tipo connessi tra loro formano una rete" (e.g. Forman, 1995).

Utilizzando questo approccio il variare della scala percettiva (estensione e risoluzione) o del tipo di ecosistema considerato individua implicitamente le diverse categorie descrittive dei modelli sopra ricordati, oppure rende superflua la necessità di ribadire la polifunzionalità degli ecosistemi compresi dalla rete, perché questo tipo di apprezzamento antropico attiene a caratteristiche intrinseche degli ecosistemi naturali o paraturali: una siepe ospita della fauna, produce biomassa, ricicla nutrienti o interagisce con i flussi idrogeologici *indipendentemente* dalla volontà dell'uomo. Questo modello potrebbe divenire paradigma di riferimento per i vari modelli descrittivi oggi in uso risultando chiaro, elastico ed adattabile alle varie condizioni e situazioni senza la necessità di nomenclature articolate, eleganti o verosimili.

Sebbene i diversi modelli proposti siano entrati prepotentemente nella prassi pianificatoria, sono ancora tutt'altro che coerenti le risultanze sperimentali per una loro validazione. Infatti consistono generalmente in ipotesi di lavoro di un'efficacia, appunto, estetica tanto accattivante da divenire realtà applicativa: questo può essere utile per individuare definizioni accettate comunemente per l'indirizzo normativo e programmatico (ad esempio di fondi da utilizzare), ma insinua il rischio di considerare reale, efficiente e "funzionante" ciò che più si attaglia ai nostri riferimenti culturali o alle nostre mappe cognitive (Kaplan e Kaplan, 1981; e.g. *greenways*, tessuti, gangli, apparati, capisaldi, ecc.) che rispondere agli obiettivi per i quali si realizzano gli interventi.

Questo rischio è forse di non immediata percezione da parte dei cultori delle discipline più schiettamente umanistiche ed individuali e che basano il loro approccio su di un paradigma indiziario (Ginzburg, 1986) la cui soggettività aumenta passando da elementi misurabili da leggi fisiche a proprietà individuali e peculiari, e che si impegnano nella pianificazione extraurbana. Ma non solo per essi: "mi sforzai sempre di unire il vero al bello, ma se dovetti scegliere, di solito scelsi il bello" (Weyl, come citato in Chandrasekhar, 1991).

L'empasse della scala

Esistono sostanziose evidenze sul fatto che la variazione dei parametri paesaggistici sopra descritti influenza tanto l'entità che la probabilità di sopravvivenza delle metapopolazioni, e quindi della biodiversità, con differenze che possono essere inquadrate in questo modo (e.g., Baudry J. e Burel F., 1999; Franco, 2000; Keitt *et al.*, 1997; Söndergrath e Schröder, 2002; van Langevelde *et al.*, 2002):

– Per gli organismi che percepiscono un paesaggio a *piccola* o *grande* scala (*grana fine* o *grana grossolana*) e/o che hanno una capacità di dispersione a *breve* o *ampio* raggio rispetto alle strutture analizzate o con le quali si intende realizzare la rete ecologica, la configurazione spaziale degli ecotopi ha un im-

patto *limitato*, ed il paesaggio si trova in una fase non critica di connettività: ovvero è *disconnesso* oppure *connesso*.

– Per le specie che hanno invece una *capacità dispersiva intermedia* e sono prossimi alla fase critica di transizione nella percezione della connettività, i singoli ecotopi agiscono come corridoi, rifugi, interruzioni, ecc., e la configurazione spaziale *ha impatto* sulla connettività delle strutture del paesaggio che permettono la dispersione.

– La configurazione influenza la connettività di un paesaggio e la dispersione in caso di limitata disponibilità di habitat favorevole ed in caso di basso tasso riproduttivo delle meta-popolazioni considerate.

Naturalmente questi risultati variano al variare del comportamento dispersivo: infatti possiamo avere specie volanti che percepiscono più ecotopi contemporaneamente e possono essere relativamente indifferenti agli spazi compresi tra questi, fino a specie che muovono per brevi distanze e sono molto sensibili alla "permeabilità" rispetto al loro movimento tra ecotopi.

Inoltre la scala percettiva può variare non solo in funzione della struttura del paesaggio, ma anche della *life history* degli individui e delle popolazioni, che può differire regionalmente per ciascuna specie (Farina A., 1997; Green R.E. *et al.*, 1994; Kozakiewicz M. *et al.*, 1993; La Polla V.N. *et al.*, 1993; St. Clair C.C. *et al.*, 1998; Yahnner R.H., 1983).

Dunque la connettività di un paesaggio rispetto ai flussi biotici dipende in particolare per alcune specie e in certe condizioni, dalla configurazione strutturale del paesaggio, descrivibile parzialmente dalla configurazione di una rete ecologica, che può variare nel tempo e per la scala percettiva specifica di ogni specie. E qui ritorniamo a due ordini di considerazioni, che si ricollegano ai problemi di scelta ed oggettività ricordati in precedenza.

1. *Se come risulta vero qualsiasi valutazione gestionale rispetto alla conservazione della flora e della fauna rimane strettamente specie-specifica (anzi, metapopolazione-specifica), di quali specie o metapopolazioni parliamo? Solo degli uccelli o dei frassini, oppure anche degli eterotteri o delle chenopodiacee?*

2. *Quale ruolo specifico ha la configurazione di una rete ecologica, ovvero, esiste un comportamento specifico della rete ecologica rispetto a quello della somma dei suoi componenti?*

Quali reti per quali popolazioni

Dunque la gestione della biodiversità mediante la gestione della configurazione del paesaggio, e in particolare mediante la realizzazione di Reti Ecologiche è strettamente specie-specifica, anzi, metapopolazione-specifica (Opdam, 2002).

Ed ogni rete, idealmente, si attaglia a ciascuna specie, la nostra compresa. La realizzazione di una rete ecologica deve fare i conti con questo problema e può partire da due diversi punti di vista:

1. Attraverso *l'individuazione di organismi focali* e la conseguente realizzazione sulla base dei parametri derivati dalle necessità specifiche di queste.

2. Mediante un *bilancio a posteriori tra gli effetti positivi e negativi* noti o ipotizzabili sulle specie presenti, focali o meno.

Il primo caso dovrebbe rappresentare l'approccio più corretto.

Rispetto ai concetti di *Keyston species* e *specie ombrello*, difficili da definire operativamente e dai risultati applicativi ambigui e contraddittori (Simberloff, 1998; Hess *et al.*, 2002) oggi si tende ad utilizzare il concetto di gilde o gruppi di specie focali (Hess e King, 2002; Rubino e Hess, 2002), di gruppi ecologici (Dramstad, 2001) o di *landscape species* (Sanderson, 2002).

In questi casi la conservazione della diversità e della biodiversità non si basa tanto sull'identificazione di alcune specie in grado di modificare radicalmente il funzionamento di un ecosistema se eliminate o dalle esigenze tali da preservare interi ecosistemi se conservate.

Le specie focali che vanno a formare una gilda o un gruppo ecologico possono essere: a) area/habitat limitate (dalla disponibilità di habitat di sufficienti estensioni); b) limitate dal movimento (dalla possibilità di spostarsi tra habitat favorevoli); c) limitate da processi (quali predazione, disturbo, ecc.); d) limitate dalle risorse disponibili in maniera critica e temporanea (e.g. pozze d'acqua).

Nel caso delle *landscape species* altri elementi concorrono a definire la focalità della specie, quali il tipo d'uso del paesaggio, l'eterogeneità degli habitat utilizzati, la rilevanza socio-economica, ecc.

Questi nuovi approcci tengono conto dell'ampiezza dei comportamenti degli organismi in sistemi eterogenei come il paesaggio, delle implicazioni del rapporto tra pianificazione spaziale ed ecologia (e dalla necessaria convivenza con l'uomo e con il conseguente utilizzo delle risorse).

Gilde di specie focali o *landscape species* sono comunque definite da conoscenze scientifiche generali e locali relative alle diverse specie, alle quali, nel secondo caso, si associano le caratteristiche ecologiche del paesaggio considerato. L'utilizzo di liste rosse o blu non è esaustivo per l'analisi del problema, ma può contribuire all'individuazione dei gruppi specifici. A questa fase dovrebbe comunque seguire la definizione dei parametri fondamentali di dinamica di popolazione necessari alla stima della configurazione spaziale e strutturale delle reti ecologiche.

In realtà questo approccio è poco comune, perché tali e tanti sono i vincoli alla realizzazione di una rete ecologica in un paesaggio culturale di antica antropizzazione, che il risultato finale è sempre un compromesso rispetto le esigenze iniziali. Inoltre sono scarse le conoscenze relative ad un uso pratico e progettuale dei parametri popolazione, e dei rapporti tra questi e le caratteristiche spaziali di un paesaggio.

Di fatto il secondo caso citato all'inizio del paragrafo è probabilmente più diffuso perché i limiti esecutivi imposti alla realizzazione di una rete ecologica in un paesaggio densamente antropizzato spesso non concedono molti gradi di libertà. Inoltre le informazioni o i modelli previsionali multispecifici necessari una volta individuati i gruppi di specie focali non sono generalmente disponibili.

Non sono dunque i parametri legati alla sopravvivenza di una o più metapopolazioni a generare le caratteristiche strutturali e spaziali della rete, ma sono gli adattamenti di questa in base alle ipotesi di configurazione ammissibili che permet-

tono una stima degli impatti (positivi o negativi) sulle potenziali metapopolazioni interessate.

Il ruolo della configurazione spaziale della rete ecologica

La scoperta che esiste un effetto della configurazione di una rete ecologica sui flussi biotici in un paesaggio, quindi sulle dinamiche di popolazione e sulla biodiversità, deriva da risultati sperimentali e modellazioni. (Fahring e Merriam, 1985; Heinen e Merriam, 1990; Merriam *et al.*, 1991; Burel e Baudry, 1999; Forman, 1995; Franco, 2000; Barr e Petit, 2001; Söndergrath D. e Schröder B., 2002; Vulleumier e Prélaz-Droux, 2002; Anderson e Danielson, 1997; Opdam *et al.*, 2002).

La conseguenza è che le reti ecologiche possiedono caratteristiche *peculiari* che non corrispondono alla somma degli effetti dei singoli componenti (corridoi e macchie): un utilizzo strumentale delle reti ecologiche deve essere in grado di considerare e soprattutto *stimare* questi comportamenti sia per i flussi biotici che per altri tipi di flussi nel paesaggio.

Altra conseguenza è la constatazione empirica che una variazione delle caratteristiche della macrostruttura "reti ecologica" è accompagnata dalla variazione delle prestazioni di questi sistemi riguardo alla generalità dei processi paesaggistici, da quelli floro-faunistici a quelli idrologici. Sono quest'insieme di impatti positivi che portano ad una riqualificazione del paesaggio e ad uno sviluppo sostenibile dello stesso. Da qui qualche considerazione:

- Per essere in grado di generare modelli di sviluppo sostenibile del paesaggio attraverso la realizzazione di reti ecologiche è necessario avere chiari gli effetti che questi sortiscono rispetto ai vari processi paesaggistici *in funzione alla scala di analisi/progettazione* (ovvero della risoluzione ed estensione adottate in funzione dei parametri di popolazione o imposte dalle condizioni di fatto).

- Di conseguenza, se non si è in grado di distinguere i comportamenti dei singoli componenti delle reti ecologiche alle diverse scale e nelle diverse configurazioni (sistemi isolati - sistemi in rete) *non si è in grado di ottimizzarne gli effetti positivi* rispetto alle diverse scale di previsione e gestione.

- Infine, è possibile massimizzare ed ottimizzare le trasformazioni del paesaggio (anche) attraverso la previsione di reti ecologiche senza una pianificazione degli interventi in grado di valutare questi fattori. Il mancato processo di coordinamento e di ottimizzazione implicito nella pianificazione porta a risultati insufficienti o negativi.

Pertanto ogni progettazione dovrebbe garantire questi elementi fondamentali, e dimostrarne la coerenza e la validità.

La realizzazione delle reti ecologiche: un bisogno sociale nella gestione sostenibile di un paesaggio

Da tutto quanto detto la biodiversità è una qualità del paes-

saggio da tutelare perché valutata come bene socialmente condiviso, e le reti ecologiche sono sviluppate perché strumento di trasformazione sostenibile del paesaggio per la tutela di questa qualità, e di altre qui non discusse.

Il benessere di una società dipende infatti da molti altri elementi e dalla preservazione di molte qualità di un paesaggio, che complessivamente determinano la soddisfazione complessiva dei "bisogni" sociali, e la risposta che la società fornisce nel tentativo di individuare il miglior compromesso tra i diversi bisogni si esplicita in programmi e regolamenti, che di seguito si realizzano attraverso piani-progetto.

I documenti programmatici di riferimento per la realizzazione della rete ecologica in Italia, e ai quali devono collegarsi tutti i programmi e i piani progetto a scala inferiore, si rifanno ad un documento nazionale (*Rapporto Interinale del Tavolo Settoriale Rete Ecologica Nazionale - Programmazione dei Fondi Strutturali 2000-2006; Deliberazione C.I.P.E. 22 dicembre 1998*), e a un documento negoziato con l'Ue sull'utilizzo dei fondi strutturali tra il 2000 ed il 2006 (Quadro Comunitario di Sostegno) che implementano a scala nazionale la "Pan-European Ecological Network", particolarmente importante per individuare le risorse per la realizzazione della rete.

Per dare un'idea dell'impegno alla trasformazione, solo nelle Regioni meridionali Italiane (Obiettivo 1), l'investimento in ambito rurale legato specificatamente alla realizzazione della rete ecologica nazionale, ammonta a 2 miliardi di euro. Se a questi si aggiungono gli interventi nelle aree rurali svantaggiate, ambito privilegiato di intervento per la realizzazione della REN, si giunge a 2,5 miliardi di euro (fonte: *Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Servizio Sviluppo Sostenibile, Gruppo di Lavoro Ambiente Rurale*).

In questi documenti si individuano le scelte che la società



sta operando per bilanciare la tutela della biodiversità con la realizzazione delle reti ecologiche mediante un approccio di sviluppo sostenibile, individuabili in obiettivi e criteri operativi. Di seguito si confrontano i due strumenti sulla base, appunto, degli obiettivi e criteri che li caratterizzano.

La Rete Ecologica nel Rapporto Interinale del Tavolo Settoriale Rete Ecologica Nazionale - Programmazione dei Fondi Strutturali 2000-2006 (Deliberazione C.I.P.E. 22 dicembre 1998): è uno strumento di programmazione e pianificazione per l'attuazione della strategia sul mantenimento della diversità biologica e paesaggistica.

Obiettivo della sua realizzazione

Tutelare la biodiversità e la diversità dei paesaggi culturali e/o naturaliformi, mediante la valorizzazione e sviluppo di "ambiti" con valori naturali e culturali.

Come è fatta fisicamente

Da ecosistemi, ambiti paesaggistici, porzioni di territorio, strutture paesaggistiche o para naturali connessi fisicamente o funzionalmente tra loro e caratterizzati da:

1. Una maggiore "integrazione tra cicli naturali e società", ovvero una minore produzione di rifiuti e un minore consumo di energia e materie prime, principio fondante dello sviluppo sostenibile;
2. Una maggiore "naturalità", concetto peraltro difficile da definire se non in via intuitiva e qualitativa;
3. Una struttura "originaria, necessaria ad una diffusa qualità naturale"; sebbene questo concetto sia particolarmente sfuggente e di difficile misurabilità e/o comunicazione, deve essere preso in considerazione per completezza.

Dove si realizza

Si sviluppa a più scale di intervento su tutto il territorio nazionale, ma prioritariamente in alcuni ambiti (*vedi infra Gli ambiti territoriali privilegiati*), intesi come porzioni riconoscibili di territorio per caratteristiche socioeconomiche, ambientali, ecologiche e paesaggistiche. Per quanto queste definizioni descrivano qualità in parte sovrapposte, ognuna di queste individua aspetti peculiari, come sarà meglio descritto nei documenti in preparazione.

La rete ecologica nel QCS: è la definizione fisica della Rete ecologica ed è legata ad un delle linee di intervento trasversali ai vari assi di programmazione. Si attua individuando:

1. gli *ambiti territoriali privilegiati* sostanzialmente corrispondenti a quelli individuati dal documento del tavolo interinale sopra descritto e le iniziative/attività/interventi in corso di svolgimento o progettazione da parte dei soggetti pubblici e privati;
2. mettendo in relazione funzionale e gestionale le opere, le azioni e le nuove funzioni attivate per lo sviluppo compatibili delle singole aree, ottenute anche promuovendo dinamiche di partenariato pubblico-privato diffuso.

Obiettivo della sua realizzazione

L'obiettivo è quello consolidato a scala europea, in particolare quello della "Pan-European biological and Landscapes Diversity Strategy" implementato dalla realizzazione della "Pan-European Ecological Network", ovvero tutelare la biodi-



mitazione come:

1. lo *spazio montano* caratterizzato da marginalità e sotto utilizzo delle risorse;
2. i *territori* che presentano spiccate caratteristiche di *ruralità* (descritte nel QCS come zone interne anche di collina e zone dove sono in atto rilevanti processi di ristrutturazione e/o abbandono degli ordinamenti produttivi);
3. gli *ambiti periurbani e costieri* caratterizzati da forte perdita d'identità con alto livello di conflitto nell'uso delle risorse naturali;
4. le *isole minori*, i cui problemi sono in parte di sottoutilizzo in parte di uso eccessivo o conflittuale delle risorse naturali;
5. gli ambiti della costituenda *Rete NATURA 2000* (per i quali dovranno essere sviluppati appositi Piani di gestione secondo le linee-guida prodotte dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio).

In tabella 1 si integrano in maniera schematica e tabellare le *azioni* da favorire all'interno degli ambiti così delimitati da parte sia del Documento Interinale che del QCS.

Conclusioni: la realizzazione delle reti ecologiche tra realtà e pianificazione

Da quanto è emerso nei capitoli precedenti risulta che rispetto al problema della preservazione delle funzioni del paesaggio e segnatamente della biodiversità non esista *una* rete ecologica, ma un *complesso* di reti a diversa risoluzione correlate le une alle altre. È comunque necessario, per definire che tipo di realizzazione sia ammissibile, stabilire degli obiettivi, in termini di realizzazioni, e di luoghi dove agire prioritariamente. Per questo motivo la Rete Ecologica Nazionale è ne-



versità mediante la valorizzazione e sviluppo di "ambiti" con valori naturali e culturali, e a fronte di questo ottenere una serie di ricadute socio-economiche (attivazione microfilieri di qualità, tutela beni paesaggistici ed ambientali, miglioramento delle condizioni di vita nelle aree svantaggiate, ecc.).

Come è fatta fisicamente

Anche in questo caso non si evincono sostanziali differenze con il documento prodotto dal tavolo interinale, basandosi la spina dorsale della realizzazione sulla creazione, riqualificazione o tutela di ecosistemi o paesaggi.

Un ulteriore arricchimento deriva dal maggior spazio dato agli interventi non nettamente strutturali, ma di sostegno e promozione socioeconomica per il miglioramento della sostenibilità nell'utilizzo delle risorse naturali, incentivando l'utilizzo delle migliori tecniche disponibili e/o di tecniche tradizionali a basso impatto, pianificando gli interventi in funzione delle capacità di carico dell'ambiente.

Dove si realizza

Anche in questo caso si sviluppa su più scale d'intervento su tutto il territorio nazionale ma prioritariamente in alcuni "ambiti", intesi come porzioni riconoscibili di territorio per caratteristiche socioeconomiche, ambientali, ecologiche e paesaggistiche, per quanto queste qualità siano in parte sovrapposte.

Gli ambiti territoriali privilegiati

Gli ambiti territoriali privilegiati sono specificatamente previsti sia dal Documento Interinale che dal QCS, che in particolare individua nella loro delimitazione una condizione prioritaria all'attuazione delle linee di azione trasversali della Rete Ecologica. Il combinato dei due documenti individua le porzioni di territorio Nazionale delle quali si richiede la deli-

Tabella 1

Azioni da favorire negli ambiti territoriali privilegiati per la costituzione della Rete Ecologica in Italia, come estrapolati dalla lettura combinata del Rapporto Interinale del Tavolo Settoriale Rete Ecologica Nazionale e dal Quadro Comunitario di Sostegno inerenti l'utilizzo dei Fondi Strutturali 2000-2006.

Ambiti territoriali	Azioni da favorire
ambiti della costituenda Rete NATURA 2000 (per i quali dovranno essere sviluppati appositi Piani di gestione secondo le linee-guida in preparazione da parte del Ministero dell'Ambiente);	Riequilibrio e conservazione degli ecosistemi. Riqualificazione e recupero delle biocenosi vegetali
ambiti periurbani e costieri caratterizzati da forte perdita di identità con alto livello di conflitto nell'uso delle risorse naturali;	Riequilibrio e conservazione degli ecosistemi. Riqualificazione e recupero delle biocenosi vegetali
Spazio montano e Territori ad elevata ruralità (ovvero Aree rurali caratterizzate da difficoltà nel processo di sviluppo)	Creazione o ripristino delle connessioni tra ambienti meno antropizzati. Riequilibrio e conservazione degli ecosistemi. Ripristino della funzionalità degli ecosistemi forestali. Riequilibrio e conservazione degli ecosistemi Ripristino della funzionalità degli ecosistemi forestali. Controllo idrogeologico del territorio. Riqualificazione e protezione dell'ambiente Valorizzazione di produzioni locali tipiche e di qualità; Diversificazione delle attività economiche. Valorizzazione delle risorse ambientali e storico culturali (aumento conseguente delle potenzialità turistiche). Ricambio generazionale nel tessuto produttivo agricolo e ammodernamento dell'agricoltura. Miglioramento della qualità della vita della popolazione residente
Ambiti periurbani e costieri	Riduzione o eliminazione dei fattori di degrado del patrimonio naturale-culturale-storico. Riqualificazione degli ecosistemi presenti per il mantenimento della biodiversità. Salvaguardia delle risorse ambientali (aria, acqua, suolo, sottosuolo)
Isole minori	Tutela di ambiti territoriali o habitat minacciati. Ripristino delle specificità naturali originarie. Salvaguardia delle risorse ambientali primarie (aria, acqua, suolo, sottosuolo)

cessaria come struttura di riferimento alla quale collegare tutta la pianificazione e la progettazione di reti ecologiche a scala inferiore, adattate alle esigenze e necessità locali, di risoluzione variabile.

Preme però sottolineare che sono le caratteristiche del mondo reale a definire le scelte di pianificazione e non viceversa. Pertanto sono le scale (risoluzione/caratteristiche delle strutture e ampiezza dell'area considerata) alle quali determinate configurazioni di una rete ecologica generano degli impatti positivi su determinate popolazioni animali o vegetali o su qualsiasi altro ambito di interesse a determinare la vastità o la località di un intervento, essendo questi due riferimenti relativi al problema ecologico considerato (Bombonato *et al.*, 2001; Franco *et al.*, 2003; Madsen, 2002).

L'inserimento della rete in categorie amministrative, necessarie all'organizzazione di uno strumento pianificatorio, è una fase successiva. Una prospettiva inversa rischia di creare categorie ideali scollate dalla realtà. Sembra evidente che tale gerarchia di strutture risulterà, poi, operativamente collegata alla gerarchia degli strumenti pianificatori.

Il secondo argomento conclusivo è che una qualsiasi realizzazione o mantenimento di strutture paesaggistiche paranaturali determina impatti su un'ampia serie di ambiti di valutazione o interesse a scala di ecosistema, di paesaggio o di regione, da quelli produttivi a quelli percettivi. È chiaro pertanto che la realizzazione o lo sviluppo di una rete ecologica deve basarsi rigorosamente sulla capacità di stimare gli impatti positivi o negativi a scala di ecosistema o di paesaggio da tutti i punti di vista, e non solo da quello relativo alla conservazione della flora o della fauna.

Per compendiare le diverse esigenze sociali e promuovere utilmente la biodiversità sono quindi urgenti una serie di

strumenti conoscitivi ed operativi per la realizzazione delle reti ecologiche necessari a colmare le limitazioni di seguito riportate:

- mancanza a tutt'oggi dell'individuazione e definizione completa degli ambiti prioritari di intervento previsti dalla programmazione nazionale ed europea necessari alla pianificazione degli interventi, posto che questi non corrispondono necessariamente alle aree protette o alla *Rete Natura 2000*;
- mancanza di uniformità nell'uso degli indicatori per la stima delle caratteristiche della configurazione di un paesaggio o di una rete e/o uso incontrollato di indicatori privi di validazione sperimentale (empirica e di campo, o modellistica);
- mancanza di *framework* di riferimento a diversa scala sui rapporti tra strutture del paesaggio, biodiversità e altre funzioni paesaggistiche (*e.g.* Dramstad, 2001) che permettano di stimare la variazione di caratteristiche funzionali sulla base della variazione delle caratteristiche strutturali;
- ambiguità nell'uso pratico dei concetti di specie target, focale, *keystone* e ombrello, assenza di metodi standard di riferimento per la loro identificazione; scarsa diffusione dell'uso dei concetti di gruppi ecologici, gilde focali, *landscape species*; assenza di studi coordinati che mettano in relazione questi concetti a parametri applicativi nella pratica pianificatoria;
- scarsità di informazioni accessibili, coordinate ed utilizzabili in modo previsionale sui parametri di popolazione delle possibili gilde focali; drammatica mancanza di studi di dispersione empirici di riferimento;
- mancanza di modelli di metapopolazione multispecifici e spazio espliciti generalizzabili a paesaggi differenti;
- mancanza di regole ed indicatori semplificati per la progettazione delle reti.

Le soluzioni a tali limitazioni potrebbero risiedere da un la-

- Milano.
- Franco D., 2002a. *The scale and pattern influences on the hedgerow network's effect on landscape processes: first consideration about the need to plan for landscape amelioration purposes*. Environmental Management and Health, 13: 263-276.
- Franco D., Bombonato A., Ghetti P.F., Zanetto G., 2003. *Ecologia del paesaggio e pianificazione territoriale: analisi uno strumento pianificatorio reale - seconda parte*. Estimo e Territorio, 2(66): 48-63.
- Franco D., Franco David, Mannino I., Zanetto G., 2003a. *The impact of agroforestry networks on scenic beauty estimation: the role of a landscape ecological network on a socio-cultural process*, Landscape and Urban Planning, 3(62):119-138.
- Frank K., Wissel C., 1998. *Spatial aspects of metapopulation survival from model results to rules of thumb for landscape managements*. Landscape Ecology, 6(13): 363-379.
- Ginsburg C., 1986. *Miti, emblemi e spie*. Einaudi, Torino.
- Ginsburg C., 1984. *Mitologia germanica e nazismo*. In: Ginsburg C. 1986. *Miti, emblemi e spie*. Einaudi, Torino.
- Ginsburg, C. 1989. *Storia notturna*. Einaudi, Torino.
- Ginsburg, C. 2000. *Rapporti di forza*. Feltrinelli, Milano.
- Hanski I., Simberloff D., 1997. *The metapopulation approach, its history, conceptual domain and application to conservation*. In: Metapopulation Biology: 5-26. Ed. by Hanski I., Gilpin M.E. Academic Press, London.
- Heinen K., Merriam G., 1990. *The element of connectivity where corridor quality is variable*. Landscape Ecology, 4(7): 157-70.
- Hess G.R., King T.J., 2002. *Planning open spaces for wildlife I: selecting focal specie using a Delphy survey approach*.
- Hisley S.A., 2000. *The cost of multiple patch use by birds*. Landscape Ecology, 15: 765-775.
- Hostetler M., 1999. *Scale, birds and human decision: a potential for integrative research in urban ecosystems*. Landscape and Urban Planning, 45: 15-19.
- Jansson G., Angelstam P., 1999. *Tbresbold level of habitat composition for the presence of the long-tailed tit (Aegithalos caudatus) in a boreal landscape*. Landscape Ecology, 14: 283-290.
- Jennings, M.D., 1999. *Gap analysis: concepts, methods, and recent results*. Landscape Ecology, 15: 5-20.
- Jonsen I.D., Fahring L., 1997. *Response of generalist and specialist insect herbivores to landscape spatial structure*. Landscape Ecology, 3(12):185-197.
- Kaplan S., Kaplan R., 1982. *Cognition and environment: functioning in a uncertain world*. Praeger Publisher, New York.
- Kaplan S., Kaplan R., 1989. *The experience of nature*. Cambridge University Press, New York.
- Keitt T.H., Urban D.L., Milne B.T., 1997. *Detecting critica scale in fragmented landscapes*. Conservation Ecology, 1(1): 4.
- Kent M., Coker P., 1992. *Vegetation description and analysis*. Behaven Press, London.
- Lawler J.J., Edwards T.C., 2002. *Landscape patterns as habitat prediction: building and testing models for cavity nesting birds in the Unita Mountains of Utah, USA*. Landscape Ecology, 17: 233-245.
- Leopold A., 1981. *A Sand Count almanac*. (prima edizione 1949). Oxford University Press, New York.
- Levins R., 1969. *Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control*. Bulletin of Entomological Society of America, 15: 237-240.
- MacArthur R.H., Wilson E.O., 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, New York.
- Madsen L.M., 2002. *The Danish afforestation programme and spatial planning: new challenges*. Landscape and Urban Planning, 58: 241-254.
- Malcewski P., 2001. *Quale connessione?* Acer, 3: 66:70.
- Manson R.H., Ostfeld R.S., Canham C.D., 1999. *Response of small mammal community to heterogeneity along forest-old field edges*. Landscape Ecology, 14: 335-367.
- Mauss M., 2000. *Teoria generale della magia ed altri saggi*. Einaudi, Torino.
- Merriam G., Henein K., Stuart-Smith K., 1991. *Landscape Dynamics Models*. In: Turner M.G., Gardner R.H. *Quantitative methods in Landscape Ecology - the analysis and interpretation of landscape heterogeneity*. Springer-Verlag, New York: 399-416.
- Naugle D.E., Higgins K.F., Nusser S.M., Johnson W.C., 1999. *Scale dependent habitat use in three species of prairie wetland birds*. Landscape Ecology, 14: 267-276.
- Nikora V.I., Pearson C.P., Shankar U., 1999. *Scaling properties in landscape patterns: New Zeland experience*. Landscape Ecology, 1(14): 17-33.
- Nohol W., *Sustainable landscape use and aesthetic perception - preliminary reflections on future landscape esthetics*. Landscape and Urban Planning, 54: 223-237.
- Olliff H., Ritchie M.E., 2002. *Fragmented nature: consequences for biodiversity*. Landscape and Urban Planning, 58: 83-92.
- O'Neill J., Walsh M., 2000. *Landscape conflicts: preferences, identities and rights*. Landscape Ecology, 15: 281-289.
- Opdam P., Froppen R., Vos C., 2002. *Bridging the gap between ecology and spatial planning in landscape ecology*. Landscape Ecology, 16: 767-779.
- Pino J., Rodà E., Ribas J., Pons X., 2000. *Landscape structure and bird species richness: implications for conservation in rural areas between natural parks*. Landscape and Urban Planning, 49: 35-48.
- Preiss E., Martin J.L., Debussche M., 1997. *Rural depopulation and recent landscape changes in Mediterranean region: consequences to the breeding avifauna*. Landscape Ecology, 1(12): 51-61.
- Purcell A.T., 1992. *Abstract and Specific Physical Attributes and the Experience of Landscape*. J. Environ. Management, 3(34): 159-177.
- Ricklefs R.E., 1980. *Ecology*. T. Nelson & Son Ltd, Sunbury-on-Thames, UK.
- Rose M., Suffling R., 2001. *Alternative dispute resolution and the proection of natural areas* In: Farina A., 1995. *Ecotoni-Patterns e processi ai margini*. Cleup, Padova.
- Rubino M.J., Hess G.R., 2002. *Planning open spaces for wildlife 2: modelling and verifying focal species habitat*. Landscape and Urban Planning. In literis.
- Sanderson E.W., Redford K.H., Vedder A., Coppolillo P.B., Ward S.W., 2002. *A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements*. Landscape and Urban Planning, 58: 41-56.
- Sarlöv Herlin I.L., Fry G.L.A., 2000. *Dispersal of woody plants in forest edges and hedgerows in a South Swedish agricultural area: the role o site and landscape structure*. Landscape Ecology, 15: 229-242.
- Saura S., Martínez-Millán J., 2000. *Landscape patterns simulation with a modified random cluster method*. Landscape Ecology, 15: 661-677.
- Shama S., 1995. *Landscape and Memory*. Alfr. ed A. Knopf, New York.
- Simberloff D., 1998. *Flagships, umbrellas, and keystone: is single species management pass in the landscape era?* Biological Conservation, 83: 247-257.
- Söndergrath D., Schröder B., 2002. *Population dynamics and habitat connectivity affecting the spatial spread of population - a simulation study*. Landscape Ecology, 17: 57-70.
- Steiner F., McSherry L., Cohen J., 2000. *Land suitability analyses for the upper Gila River watershed*. Landscape and Urban Planning, 58: 281-295.
- Sweeney B.A., Cook J.E., 2001. *A landscape level assesement of understory diversity in upland forests of North - Central Wisconsin, USA*. Landscape Ecology, 16: 55-69.
- Thoreau, H.D., 1989 (1851 prima edizione). *Camminare*. SE Srl, Milano.
- Thoreau, H.D., 1999 (1864 prima edizione). *Le foreste del Maine*. SE Srl, Milano.
- Tishendorf L., Fharing L., 2000. *How should we measure landscape connectivity?* Landscape Ecology, 15: 631-641.
- Val Langevelde F., Claassen F., Schotman A., 2002. *Two strategies for conservation paning in human dominated landscapes*. Landscape and Urban Planning, 50: 199-214.
- Verner J., Morrison M.L., Ralph:C.J. (eds), 1986. *Wildlife 2000*. The University of Winsconsin Press, USA.
- Vulleumier S., Prélaz-Droux R., 2002. *Map of ecological networks for landscape planning*. Landscape and Urban Planning, 58: 157-170.
- Wagner H.H., Edwards P.J., 2001. *Quantifying habitat specificity to assess the contribution of a patch to specie richness at a landscape scale*. Landscape Ecology, 16: 121-131.
- Whited D., Galatowitsch S., Tester J.R., Schik K., Lenhtinen R., Husveth J., 2000. *The importance of local and regional factors in predicting effective conservation Planning strategies for wetland bird communities in agricultural landscapes*. Landscape and Urban Planning, 49: 49-65.

Daniel Franco è professore straordinario di Ecologia del paesaggio, Dipartimento di scienze ambientali, Università Ca' Foscari, Venezia ed esperto senior, area Rete ecologica, Ministero dell'Ambiente e Tutela del Territorio.