

Valutazione della funzionalità ecologica del paesaggio a scala locale.

Un approccio basato su habitat potenziale e connettività funzionale a supporto delle procedure di valutazione ambientale

Rocco Scolozzi^{1*}, Davide Geneletti²

1 IASMA, Fondazione Edmund Mach, Centro Innovazione e Ricerca, via Edmund Mach 1 - 38010 S. Michele all'Adige (TN)

rocco.scolozzi@iasma.it, scolozzi.rocco@gmail.com

2 Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, Università degli Studi di Trento, via Mesiano 77 - 38010 Trento

davide.geneletti@ing.unitn.it

Pervenuto il 28.4.2010; accettato il 29.7.2010

Riassunto

Gli impatti sugli habitat non sempre sono considerati in modo adeguato nelle valutazioni ambientali, quali Valutazione Impatto Ambientale o Valutazione Ambientale Strategica (VIA e VAS). Nelle applicazioni di VIA e VAS spesso mancano risorse per la raccolta di dati significativi e le conseguenti analisi sono limitate ai fattori ambientali, quali acqua, aria e suolo, come definiti dalle relative norme. Il presente articolo illustra un approccio speditivo, facilmente replicabile per ogni scenario progettuale o ipotesi di pianificazione, una volta raccolti i dati di base per il territorio in esame. Il metodo considera la funzionalità di habitat, per specie target delle coperture e usi del suolo, e la connettività funzionale dipendente dall'effetto barriera. L'effetto barriera è stato stimato rispetto a un set di specie rappresentative, da un panel nazionale di esperti. Le valutazioni degli habitat e dell'effetto barriera sono visualizzate attraverso una mappa tri-dimensionale della frammentazione locale e un grafo spaziale della connettività.

L'approccio è stato applicato ad un fondo valle alpino, un tratto della Valsugana, in provincia di Trento. I risultati e le visualizzazioni anche 3D e dei grafi spaziali delle possibili connessioni ecologiche si sono rivelati efficaci nel comunicare la funzionalità e connettività degli habitat anche ai non-ecologi (pianificatori e *stakeholder*).

PAROLE CHIAVE: habitat potenziale / valutazione impatto ambientale / connettività funzionale / funzionalità ecologica di paesaggio / grafo spaziale

Landscape ecological assessment at local scale. An approach based on habitat potential and connectivity to support environmental assessments

In applications of Environmental Impact Assessment (EIA) and Strategic Environmental Assessment (SEA), the impacts on habitats are often neglected, because resources and time for data gathering and processing are often limited. The approach presented in this paper aims at contributing to this problem. Through spatial graph-based approach, we assessed habitat functioning and connectivity for target species at a local scale, taking into account barrier effects of landscape objects. Possible barriers are linear features, artificial or natural areas and their borders. The species-specific barrier effect is estimated by experts' consultation. The information collected was used to draw a "fragmentation 3D map", as well as spatial graphs of local connectivity. These allowed to identify spatial relationships among habitats and provided an easily communicable representation of habitat network connectivity. The methodology was applied to a particular context, where land-use changes have been causing significant habitat fragmentation: an alpine valley floor, in Trentino (northern Italy).

KEY WORDS: habitat potential / Environmental Impact Assessment / functional connectivity / Landscape ecological functioning / spatial graph

INTRODUZIONE

Nei paesaggi antropogenici gli habitat naturali diventano sempre più scarsi e isolati in una matrice di aree urbane e rurali intensamente utilizzate (KETTUNEN *et al.*, 2007), con effetti negativi crescenti sulle popolazioni locali della fauna selvatica (FAHRIG, 2003; LINDENMAYER e FISCHER, 2006). Processi come frammentazione, riduzione e isolamento degli habitat sono raramente valutati in modo adeguato nelle valutazioni ambientali (es. GENELETTI, 2006). Raramente i dati ecologici (es. distribuzione di specie) sono disponibili a una risoluzione spaziale comparabile con quella della pianificazione locale.

L'obiettivo dell'approccio qui presentato è quello di definire una valutazione della funzionalità ecologica del paesaggio a supporto della valutazione delle conseguenze di piani e progetti sulla biodiversità locale. L'obiettivo specifico è fornire un efficiente supporto alle decisioni, basato sull'utilizzo di dati facilmente reperibili e sull'esplicito riferimento a processi ecologici, generando risultati di semplice interpretazione.

L'approccio è rivolto in particolare ai contesti di fondovalle alpini. In tali contesti, barriere naturali (es. pareti rocciose e corsi d'acqua) concorrono insieme alla frammentazione antropogenica (infrastrutture e urbanizzazione) a rendere più isolate, quindi più vulnerabili, le popolazioni locali di fauna selvatica. Il fondovalle alpino, d'altra parte, ospita ancora oggi la maggior parte della biodiversità della Alpi (SERGIO e PEDRINI, 2007), ed è sottoposto ad una crescente pressione antropica.

Valutazione della funzionalità ecologica del paesaggio

Con funzionalità ecologica del paesaggio qui s'intende l'idoneità di un territorio a supportare in modo duraturo la biodiversità attualmente ospitata. Il paesaggio è considerato "funzionale" alla biodiversità nella misura in cui la struttura della matrice e il mosaico di habitat supportano e mantengono l'abbondanza e la ricchezza delle specie attualmente ospitate. Nello specifico, l'approccio proposto è focalizzato sui paesaggi antropizzati in cui coesistono superfici artificiali, attività umane e una gestione territoriale che governa anche le coperture naturali o naturaliformi.

Il paradigma di riferimento è quello della meta-popolazione: una popolazione costituita da sub-popolazioni tra loro connesse attraverso processi di dispersione ed estinzione/ricolonizzazione (HANSKI, 1994). La persistenza di una specie in un territorio antropizzato dipende principalmente da due condizioni: il flusso di dispersione (connettività) attraverso la matrice, che deve permettere la ricolonizzazione di habitat idonei rimasti vuoti, e la dimensione totale degli habitat idonei

(funzionalità di habitat), che deve essere sufficiente a supportare una meta-popolazione vitale (OPDAM e VAN DEN BRINK, 2007).

Per valutare se l'attuale configurazione e qualità degli habitat supporta la persistenza di una determinata popolazione sono stati sviluppati diversi modelli spazialmente espliciti (es. *Population Viability Analysis*, COULSON *et al.*, 2001). Questi, però, presentano alcuni limiti per poter essere applicati e ripetuti nelle valutazioni ambientali, fra cui: difficoltà di calibrazione e validazione dei modelli, elevata incertezza dei risultati, necessità di tempi e risorse per la raccolta dei dati (IHSE e LINDAHL, 2000; REED *et al.*, 2002).

Un approccio più approssimativo ma più idoneo alle procedure di valutazione ambientale è quello basato sugli "standard di popolazione" (VERBOOM *et al.*, 2001a; 2001b), o numero minimo di unità riproduttive (UR) di una data specie (coppie, famiglie o territori, a seconda della specie) per la quale è ipotizzabile una probabilità di persistenza (sopravvivenza della popolazione) superiore al 95% in 100 anni. Stimando un numero di UR potenzialmente supportate da una rete di habitat funzionali e sufficientemente connessi (capacità portante potenziale) e confrontandolo con questi standard è possibile valutare la funzionalità della rete di habitat, in termini di potenziale supporto a popolazioni persistenti.

Per valutare la connettività alcuni strumenti efficaci sono emersi con l'applicazione della teoria dei grafi al paesaggio (CANTWELL e FORMAN, 1993; FALL *et al.*, 2007; MINOR e URBAN, 2008; URBAN e KEITT, 2001). Recentemente nuove applicazioni si stanno diffondendo anche per merito dell'introduzione di nuovi indici e programmi di calcolo (es. PASCUAL-HORTAL e SAURA, 2006; SAURA e PASCUAL-HORTAL, 2007). A differenza di questi, l'approccio proposto è adattato ai dettagli della scala locale, in cui tutte le barriere al movimento della fauna sono cartografate e valutate esplicitamente in un grafo spaziale pesato.

La funzionalità ecologica del paesaggio, così definita, costituisce quindi una proprietà ecologica emergente dalla configurazione spaziale e dalla qualità delle aree naturali e artificiali. La sua valutazione fornisce un quadro di riferimento utile a comparare possibili scelte di destinazione d'uso del territorio, supportando anche la proposta di misure di compensazione e mitigazione.

METODO E STRUTTURA DEI DATI

La metodologia si basa su due passi fondamentali. Il primo è rappresentato dalla valutazione della funzionalità di habitat per specie focali (LAMBECK, 1997). Tale valutazione consiste nella ri-classificazione di una cartografia della vegetazione (scala 1:5000), secondo un modello d'idoneità di habitat per ciascuna specie. Le esigenze di habitat di specie focali costituiscono un

efficace riferimento per “scalare” in termini ecologici indicatori sulla struttura del paesaggio (Vos *et al.*, 2001). Da tale ri-classificazione si stima il numero di unità riproduttive (UR) potenzialmente supportate dall’area in questione. In altre parole, si definisce la *carrying capacity* in funzione del “mosaico locale” di vegetazione (aggregazione di coperture significativa per la specie), della sua superficie totale e della densità attesa della specie in habitat idonei. Tale mosaico locale è definito diversamente per ciascuna specie focale, sulla base delle preferenze di habitat.

Il secondo passo metodologico prevede la valutazione della connettività funzionale che considera l’effetto barriera di oggetti territoriali. Questi oggetti, rilevati in campo e con analisi di dati LiDAR (VETTORATO e SCOLOZZI, 2009), classificati in 16 categorie di barriere (SCOLOZZI, 2008; SCOLOZZI e GENELETTI, 2009), possono essere naturali, quali corpi d’acqua o forti discontinuità morfologiche (pareti rocciose, pendii con inclinazioni >100%), o artificiali, quali infrastrutture e aree urbane, o anche perimetri significativi (es. argini artificiali, terrazzamenti, bordi stradali in cemento). La probabilità che una barriera impedisca la dispersione di una data specie è stata stimata da esperti coinvolti in un’indagine *Delphi* (MACMILLAN e MARSHALL, 2006) in funzione della sensibilità specie-specifica. Sulla base di queste barriere e della loro efficacia si caratterizzano le connessioni tra habitat mediante un grafo spaziale pesato e specie-specifico. I nodi rappresentano habitat per una determinata specie, i legami definiscono le

potenziali direzioni di movimento tra habitat, pesate dalla probabilità dell’effetto barriera.

L’approccio proposto considera processi ecologici e oggetti territoriali definiti in diverse scale spaziali. In dettaglio, si considerano tre livelli gerarchici di relazioni spaziali (Fig. 1). Il primo livello è costituito da *Patch*, qui definite come aree a copertura omogenea. La digitalizzazione delle *Patch* si basa su interpretazione e digitalizzazione di ortofoto a colori (ITALIA2006, risoluzione 0,5 m) e rilievi di campo, seguendo la nomenclatura EUNIS (DAVIES *et al.*, 2004) fino al terzo livello. Gruppi di *Patch* delimitate da barriere costituiscono Unità di paesaggio continuo (o *Unità*). Si assume che all’interno di un’Unità le specie possano muoversi liberamente limitate solo dalla propria capacità di dispersione. Per passare da un’Unità all’altra gli individui delle specie devono attraversare una barriera caratterizzata da una probabilità di attraversamento. Infine, il terzo livello è costituito dalle Reti di Unità. Le relazioni tra i livelli sono incorporate nella definizione della funzionalità di habitat a livello di *Patch* e nella valutazione della funzionalità della Rete di Unità, come specificato nel paragrafo seguente.

Funzionalità di habitat

La funzionalità di habitat è valutata per specie focali, che sono state selezionate sulla base delle seguenti caratteristiche:

- Presenti nell’area di studio, con habitat abituale posto ad una quota inferiore ai 700 m s.l.m.

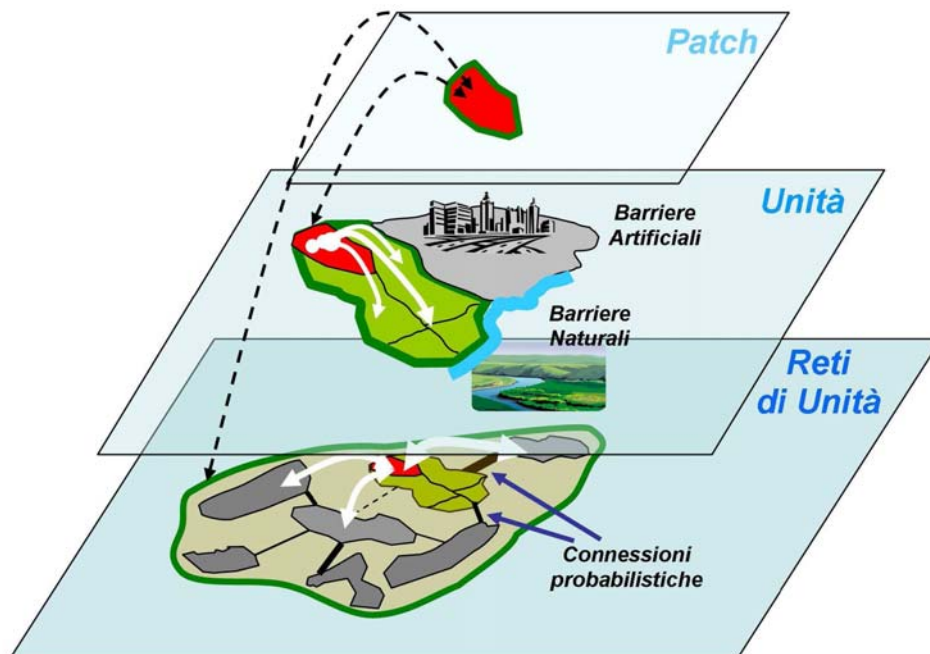


Fig. 1. I tre livelli gerarchici di relazione spaziale.

- Caratteristiche di uno dei tre ambienti dell'area di studio: ecosistemi forestali, agro-ecosistemi ed ecosistemi acquatici.
- D'interesse conservazionistico (es.: specie minacciata, con popolazione in declino o segnalata nelle Liste Rosse).
- Sensibili alla frammentazione e ai cambiamenti di uso del suolo.
- Con differente capacità di dispersione e mobilità.

Da una prima lista di specie candidate, censite nei biotopi provinciali di fondovalle, sono selezionate due specie per tipo di ambiente e con diversa sensibilità alla frammentazione: rana verde (*Rana synk. esculenta*) e libellule (gen. *Calopteryx*) per aree umide ed ecosistemi acquatici, averla piccola (*Lanius collurio*) e riccio comune (*Erinaceus europaeus*) per gli agro-ecosistemi, moscardino (*Muscardinus avellanarius*) e picchio muratore (*Sitta europaea*) per gli ecosistemi forestali.

Le esigenze di habitat di queste specie, riassunte nei profili ecologici (Vos *et al.*, 2001), hanno guidato la definizione di regole per la classificazione della funzionalità di habitat. In particolare, si riportano (Tab. I): la densità attesa in habitat idonei (in UR/ha), l'area minima funzionale a ospitare una popolazione persistente (*key patch*), il numero minimo di UR per una popolazione vitale (*key population*), l'area minima compatibile con la funzione di *stepping stones*, la relativa popolazione attesa, la distanza per considerare connessi due habitat (funzione dello specifico home range).

Le regole di classificazione (Tab. II) considerano due elementi: la copertura vegetale, l'area complessiva di gruppi di Patch adiacenti con una stessa funzionalità ("mosaico locale" significativo per la specie). Per esempio, se un bosco di latifoglie miste e coltivazioni etero-

genee sono adiacenti ed equamente funzionali per una specie si considera come area funzionale quella totale delle due coperture. In funzione di quest'area si stima la capacità portante: un mosaico di vegetazione può fornire diverse risorse e soddisfare diverse esigenze di una specie in funzione della propria estensione. Uno stesso bosco può costituire un sito di nidificazione, se sufficientemente ampio, o un sito di alimentazione, oppure solo un passaggio verso altre aree.

L'applicazione di tali regole definisce la funzionalità di habitat secondo classi qualitative, ispirandosi all'approccio di LÖFVENHAFT *et al.* (2004). A livello di Patch, quindi, si definiscono:

- *Breeding patch*: aree in cui si assume che gli individui delle specie possano trovare rifugio, risorse alimentari e siti di nidificazione. Corrispondono alle aree più idonee a sostenere una presenza stabile di un piccolo gruppo di individui;
- *Survival patch*: simili alle precedenti, ma non abbastanza estese da garantire rifugio e sostenere una popolazione locale residente, in cui si suppone una presenza temporanea o al massimo di pochi individui residenti;
- *Dispersal patch*: aree in cui si suppone una presenza solo temporanea delle specie, con scarse o assenti risorse alimentari, scarse o assenti possibilità di rifugio;
- *Unsuitable patch*: aree non idonee per nessuna funzione di habitat;
- *Hostile patch*: aree in cui le specie sono minacciate da rischi diretti (es. traffico).

Sulla base della densità attesa (derivata da letteratura) delle specie in ambienti idonei si stima un valore di capacità di habitat per ciascuna Patch (carrying capacity o CC), in termini di unità riproduttive (UR).

Tab. I. Profilo ecologico delle specie focali per l'area di studio.

	Densità (UR/ha)	"Key Area"	"Key population" (UR)	Area "Stepping stones"	Popolazione attesa per Step- ping stones (UR)	Distanza tra patch "connesse"
<i>Rana synk. esculenta</i>	100 - 1000 ^a	5 ha	500 ^a	1 ha	100	300 m ^c
<i>Libellula (gen. Calopteryx)</i>	100 - 1000	5 ha ^b	500 ^b	0,5 ha ^b	50 ^b	500 m ^b
<i>Averla piccola</i>	0,3 ^{d,e}	120 ha ^f	40 ^{f,g}	10 ha	4 ^b	500 m ^b
<i>Riccio comune</i>	0,5	40 ha ⁱ	100 ^l	5 ha ^l	10 ^l	1500 m ^m
<i>Picchio muratore</i>	1 ⁿ	40 ha ^{f,o}	40 ^f	5 ha ^p	4	1500 m ^r
<i>Moscardino</i>	0,5	40 ha ^l	100 ^{f,l}	5 ha ^l	10-12 ^q	150 m ^q

a: Vos *et al.*, 2001; b: POUWELS, 2008 (comunicazione personale); c: SMITH e GREEN, 2005 (distanza media percorsa quotidianamente, la dist. più frequente 1,2 km, la max 15 km) e HOLENWEG PETER, 2001 (studio empirico: dist. disp. 77-328 m); d: MASSA, 2007 e PEDRINI, 2007 (comunicazione personale: densità per il Trentino 1 ru/3-4 ha di area rurale idonea); e: BRAMBILLA *et al.*, 2007 (densità 3,2-5,1/10 ha); f: VERBOOM *et al.*, 2001, g: TAKÁCS *et al.*, 2004; h: DES VANHINSBERGH e EVANS, 2002 (distanza tra differenti territori); i: YOUNG *et al.*, 2006; l: VAN DER SLUIS *et al.*, 2003; m: DONCASTER, 2001 (home range medio 0,8 km, distanza più frequente 2-4 km, max <10 km) e RONDININI e DONCASTER, 2002 (traiettoria lineare media 380 m, con radio collare, entro 5 ha); n: Vos *et al.*, 2001; o: BELLAMY, 1998 e TELLERIA e T. SANTOS, 1993; p: LANGEVELDE, 2002; r: MATTHYSEN e SCHMIDT, 1987 e GONZALEZ-VARO, 2008; q: BRIGHTS, 1995 e MILLER e YAHNKE, 2004.

Tab. II. Regole di classificazione del valore di habitat a livello di Patch e di Unità per *Rana synk. esculenta* (le classi EUNIS non sono tradotte per non introdurre ambiguità).

	<i>Funzionalità di habitat</i>	<i>Carrying Capacity (UR)</i>
Breeding Patch	Area >1 ha AND ((Permanent mesotrophic/eutrophic lakes, ponds and pools (C1.2/3) AND <150 m off shore) OR Springs, brooks (C2.1) OR Permanent non-tidal, smooth-flowing watercourses (C2.3) OR Temporary running waters (C2.5) OR Water-fringing beds of tall canes (C3.3) OR Species-poor beds of low-growing water fringing OR amphibious vegetation (C3.4) OR Water-fringing reedbeds and tall helophytes other than canes (C3.2) OR Species-rich helophyte bed (C3.1) OR Unvegetated or sparsely vegetated shores (C3.6) OR Periodically inundated shores with pioneer and ephemeral vegetation (C3.5) OR Poor fens and soft-water spring mires (D2.2) OR Transition mires and quaking bogs (D2.3) OR Base-rich fens and calcareous spring mires (D4))	≥ 100
Survival Patch	Classi come sopra ma con area > 0.1 e <1 ha OR area > 0.1 ha AND (Permanent non-tidal, turbulent watercourses* (C2.2) OR Un-vegetated OR sparsely vegetated shores with non-mobile substrates (C3.7) OR Sedge and reedbeds, normally without free-standing water (D5) OR Seasonally wet and wet grasslands (E3.1/3/4/5, E5.4) OR Temporary running waters, Riverine and fen scrubs (F9.1/2) OR Riparian and floodplain gallery woodland, with <i>Alnus</i> , <i>Betula</i> , <i>Populus</i> or <i>Salix</i> (G1.1/2/3))	≥ 10
Dispersal Patch	Classi come sopra ma con area <0.1 ha OR Semi-open grassland (mesic, dry) (E1, E2, E4) OR Woodland fringes and clearings and tall forb stands (E5.1/2) OR Sparsely wooded grasslands with trees/bushes (30-50%) (E7.2, F3.1) OR Gardens and allotments with trees/bushes, hedgerows (FA.3/4 OR Shrub plantations (FB.4) OR Deciduous forest (G1.6/7/B/D, G5.1/2/4/5/6/7/8) OR Mixed coniferous and deciduous forest (G4.5/6/8/B/F) OR Early-stage natural and semi-natural woodlands (G5.6) OR mature coniferous forest (G3.1/4/7/F) OR Mixed crops of market gardens and horticultures (I1.2) OR intensive unmixed cultivated land (arable land, allotment without trees/bushes) I1.1/3/5 OR Ornamental and domestic garden areas (I2.1/2)	-
Unsuitable Patch	Sparsely developed land without trees/bushes OR Recently felled areas (G5.8) OR Bedrock (with scattered pine, semi-open, open), unvegetated OR sparsely vegetated habitats H2/3 OR open water > 150 m off shoreline OR Agricultural constructions (structures connected with agriculture OR horticulture (including greenhouses) J2.2 OR Highly artificial nonsaline running waters J5.4	-
Hostile Patch	Developed land with no OR sparse vegetation (0-30%) OR constructed, industrial and other artificial habitats (J)	-

* alcune classi sono funzionali specificatamente nell'area di studio, per es. corsi d'acqua turbolenti nell'area hanno scarsa portata e presentano micro-habitat idonei almeno temporaneamente alla rana verde.

Connettività funzionale

Come accennato sopra, la connettività funzionale dipende dall'effetto barriera specie-specifico ed è rappresentata mediante *grafi spaziali* (FALL *et al.*, 2007) nei quali i nodi si riferiscono alle Unità (o gruppi di Patch, se in grafi annidati) e le connessioni rappresentano i possibili movimenti tra habitat. Tali connessioni sono caratterizzate da una probabilità di effetto barriera, stimato da esperti (SCOLOZZI, 2008; SCOLOZZI e GENELETTI, 2009). In base ad una soglia di probabilità ($p = 0,5$) il grafo di tutte le connessioni possibili è scomposto in sotto-reti di Unità "connesse". Considerando il contributo di ciascuna Patch inclusa in una

sotto-rete (network carrying capacity, NCC) e dal confronto con gli standard di popolazione persistente (come definiti in OTTBURG *et al.*, 2007; VERBOOM *et al.*, 2001b) si definisce la funzionalità della rete di habitat secondo le seguenti regole:

- Non funzionale:
se $NCC_{specie\ i} \leq Standard_{specie\ i}$
- Potenzialmente funzionale:
se $NCC_{specie\ i} > Standard_{specie\ i}$ e $< 3*Standard_{specie\ i}$
- Funzionale:
se $NCC_{specie\ i} \geq 3*Standard_{specie\ i}$

In particolare, si distinguono due tipi di rete (o sotto-rete) di Unità, usando due standard diversi (Tab. III): 1) senza *key patch* (o *key population*, KP), 2) con almeno una *key patch* (o KP). Tale distinzione è basata sull'assunto che una meta-popolazione in una rete senza una KP sia più esposta all'estinzione. In questo caso, infatti, le singole sotto-popolazioni dipendono in misura maggiore dall'immigrazione quindi è necessario un numero maggiore di UR in colonizzazione attiva per compensare le perdite durante la dispersione (es. morte per investimento stradale, o per esaurimento risorse).

Stimando eventuali modifiche di UCC in scenari di sviluppo (di piani o progetti) è possibile quantificare l'impatto di questi scenari sulla funzionalità ecologica del territorio.

Area di studio

Il metodo è stato applicato in una porzione della Valsugana (Trentino) compresa tra il comune di Pergine e quello di Roncegno. L'area di studio (Fig. 2), delimitata dalla quota di 700 m, ha un'estensione di circa 100 km². I confini dell'area di studio sono definiti sulla base della morfologia e di presumibili discontinuità ecologiche del territorio (ripidi versanti di valle, aggregati di infrastrutture). La quota di 700 m è stata definita assumendo una discontinuità tra gli habitat montani (foreste di conifere e, più in alto, prati e pascoli monticati) e quelli di fondovalle (coltivazioni, boschi di latifoglie e prati falciati).

RISULTATI

Qui si presentano i risultati dell'analisi applicata all'area di studio per una sola specie focale: *Rana synk. esculenta*. In particolare, si riporta la cartografia della funzionalità di habitat (Fig. 3) e la mappa 3D della frammentazione. L'area di studio è per la maggior parte classificata come *dispersal* (76%) e per quasi un quinto non fornisce nessuna funzionalità o comporta minacce (*unsuitable* 5%, *hostile* 14%). Poco meno del 3% dell'area di studio supporta siti riproduttivi (*breeding patch*), principalmente legati ai due laghi prealpini e a varie e disperse aree umide (es. stagni, prati umidi). Questi habitat funzionali sono frammentati da distanze e da barriere antropiche.

Le possibili relazioni tra questi siti sono rappresentate dalle direzioni di possibile mobilità (o connettività) nel grafo spaziale pesato (Fig. 4). Questo grafo mostra tutti i collegamenti tra Unità (nodi), la probabilità di queste connessioni e l'importanza dei nodi per la connettività globale, secondo l'indice PC (PASCUAL-HORTAL e SAURA, 2006; SAURA e PASCUAL-HORTAL, 2007). Un alto valore di importanza per un nodo significa che la sua rimozione modificherà in modo drammatico la connettività di tutto il grafo.

Dalla scomposizione del grafo, con la definizione di una soglia di probabilità, si ottengono sotto-rete di collegamenti "funzionali". Se si considerano tra questi solo i legami che connettono habitat funzionali, emerge che il territorio presenta cinque sotto-rete di habitat. Tre di queste sono costituite da più Unità funzionali o

Tab. III. Standard, in termini di unità riproduttive (UR), per una *key population* (KP) e una Minima Meta-Popolazione persistente (MVMP) in configurazioni con o senza KP (da VERBOOM *et al.*, 2001; OTTBURG *et al.*, 2007).

Gruppo di specie	KP	MVMP con KP	MVMP senza KP
Vertebrati di medio - grandi dimensioni, lunga vita media (es. tasso)	20	80	120
Vertebrati di piccole dimensioni (es. uccelli come picchio muratore)	40	120	200
Vertebrati di piccole dimensioni, breve vita media (es. roditori)	100	150	200
Anfibi	500	750	1000

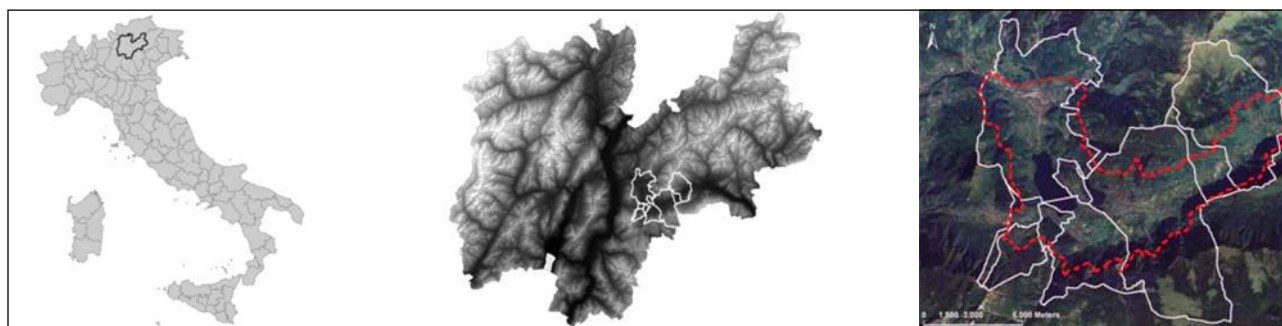


Fig. 2. Area di studio (a destra in tratteggio rosso).

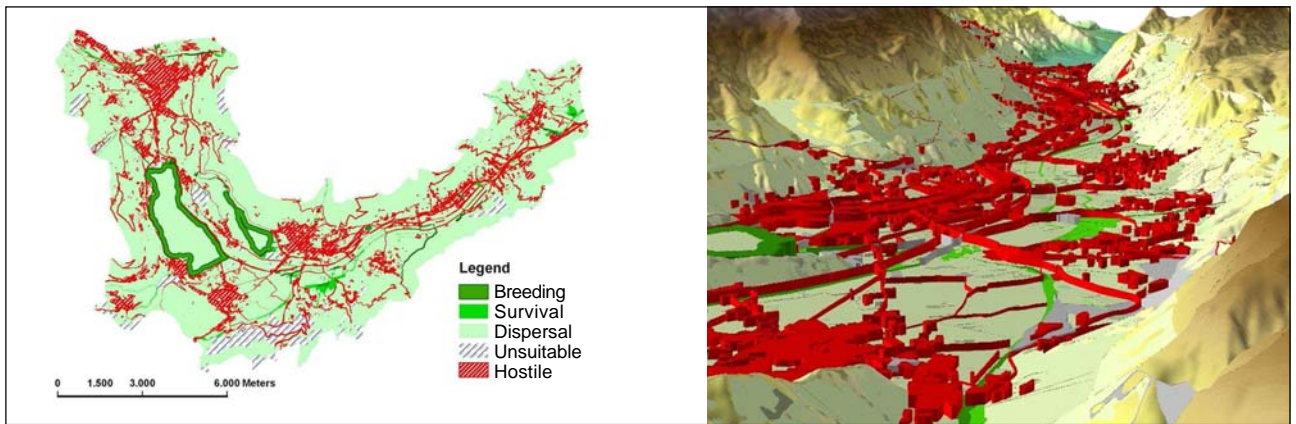


Fig. 3. Funzionalità di habitat (colori) e mappa 3D dell'effetto barriera (altezza di estrusione dei poligoni) per *Rana esculenta*.

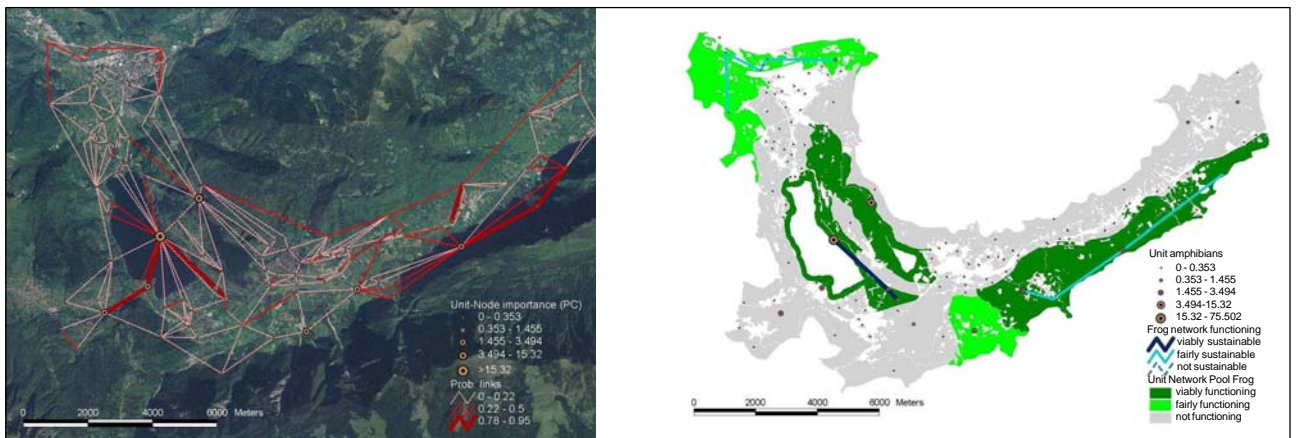


Fig. 4. Grafo spaziale delle connettività e funzionalità delle reti di habitat di *Rana esculenta*.

potenzialmente funzionali. Due sotto-reti sono composte di una sola Unità e singolarmente possono supportare stabilmente una o più popolazioni di *Rana esculenta*.

Applicando questa metodologia a proposte di cambiamenti di destinazione d'uso dei suoli è possibile prevederne i possibili impatti sulla funzionalità ecologica del paesaggio. Ad esempio, cambi di uso del suolo di limitate estensioni, potrebbero modificare l'accessibilità e la quantità di aree idonee. Questi effetti locali, modificando la struttura e la qualità delle reti di habitat, porterebbero infine a una diminuzione della disponibilità di habitat per una data specie su tutto il fondovalle.

CONCLUSIONI

L'applicazione del metodo presentato permette di definire e localizzare gli elementi cruciali per la funzionalità ecologica di un territorio. La procedura, basata su pochi dati e conoscenze ecologiche derivabili da letteratura, è facilmente ripetibile e si riferisce esplicitamente a processi ecologici a scala di paesaggio. D'altra parte, il metodo fornisce indicazioni di funzionalità potenziale, basate su condizioni minime necessa-

rie ma non sufficienti, quindi su un'ampia generalizzazione di alcune assunzioni. Gli input di base, inoltre, come la riclassificazione delle coperture, la stima dell'effetto barriera sono affetti da incertezza. Nonostante tale incertezza, questi risultati possono fornire un efficace supporto alle domande tipiche delle diverse fasi di una valutazione ambientale, come:

- Nella fase di *scoping*: quali habitat e funzioni ecologiche a scala di paesaggio sono potenzialmente più vulnerabili e quindi da approfondire nello studio?
 - Nella previsione dell'impatto: quali aree diminuiranno la propria funzionalità e di quanto? Per quali popolazioni potrebbe aumentare il rischio di estinzione locale?
 - Nel confronto delle alternative: quali, tra le soluzioni alternative proposte, minimizzano gli effetti sulla funzionalità attuale degli habitat?
 - Nella definizione di mitigazioni e compensazioni: dove ripristinare la connettività attraverso interventi di deframmentazione e dove aumentare la funzionalità di habitat, attraverso interventi di rinaturalizzazione?
- I risultati sono particolarmente utili nelle valutazioni

comparative, come quelle tra possibili scenari condotte nelle procedure di VIA e VAS. Infine, il metodo, fornendo indicazioni sulla potenziale presenza o scomparsa (estin-

zione locale) di specie animali anche ben note e riconoscibili, rende più facile la comprensione delle potenziali conseguenze ecologiche di piani e programmi.

BIBLIOGRAFIA

- CANTWELL M. D., FORMAN R.T.T., 1993. Landscape graphs: ecological modeling with graph theory to detect configurations common to diverse landscapes. *Landscape Ecology* **8**: 239-255.
- COULSON T., MACE G. M., HUDSON E., POSSINGHAM H., 2001. The use and abuse of population viability analysis. *Trends in Ecology & Evolution* **16**: 219-221.
- DAVIES C. E., MOSS D., HILL M.O., 2004. EUNIS Habitat Classification Revised 2004 pp. 310. European Environment Agency, European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity, Dorchester, UK.
- FAHRIG L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **34**: 487-515.
- FALL A., FORTIN M. J., MANSEAU M., O'BRIEN D., 2007. Spatial Graphs: Principles and Applications for Habitat Connectivity. *Ecosystems* **10**: 448-461.
- GENELETTI D., 2006. Some common shortcomings in the treatment of impacts of linear infrastructures on natural habitat. *Environmental Impact Assessment Review* **26**: 257-267.
- HANSKI I., 1994. Patch-occupancy dynamics in fragmented landscapes. *Trends in Ecology & Evolution* **9**: 131-135.
- IHSE M., LINDAHL C., 2000. A holistic model for landscape ecology in practice: the Swedish survey and management of ancient meadows and pastures. *Landscape and Urban Planning* **50**: 59-84.
- KETTUNEN M., TERRY A., TUCKER G., JONES A., 2007. *Guidance on the maintenance of landscape features of major importance for wild flora and fauna - Guidance on the implementation of Article 3 of the Birds Directive (79/409/EEC) and Article 10 of the Habitats Directive (92/43/EEC)*. European Commission, Brussels.
- LAMBECK R.J., 1997. Focal Species: A Multi-Species Umbrella for Nature Conservation. *Conservation Biology* **11**: 849-856.
- LINDENMAYER D.B., FISCHER J., 2006. *Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis*. Island Press, London.
- LÖFVENHAFT K., RUNBORG S., SJÖGREN-GULVE P., 2004. Biotope patterns and amphibian distribution as assessment tools in urban landscape planning. *Landscape and Urban Planning* **68**: 403-427.
- MACMILLAN D.C., MARSHALL K. 2006. The Delphi process - an expert-based approach to ecological modelling in data-poor environments. *Animal Conservation* **9**: 11-19.
- MINOR E.S., URBAN D.L., 2008. A Graph-Theory Framework for Evaluating Landscape Connectivity and Conservation Planning. *Conservation Biology* **22**: 297-307.
- OPDAM P., VAN DEN BRINK A., 2007. Incorporating ecological sustainability into landscape planning. *Landscape and Urban Planning*: 374-384.
- OTTBERG F., POWWELS R., SLIM P.A., 2007. Making the Port of Antwerp more natural; ecological infrastructure network for the natterjack toad (*Bufo calamita*) on the left bank of the Scheldt; Application of the LARCH model to the natterjack toad in the Port Antwerp on the left bank of the Scheldt as basis for the sustainable conservation of the species. In: *Alterra-report* (ed. Alterra) pp. 58, Wageningen.
- PASCUAL-HORTAL L., SAURA S., 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* **21**: 959-967.
- REED J.M., MILLS L.S., DUNNING J.B., MENGES E.S., MCKELVEY K.S., FRYE R., BEISSINGER S.R., ANSTETT M.C., MILLER P., 2002. Emerging Issues in Population Viability Analysis. *Conservation Biology* **16**: 7-19.
- SAURA S., PASCUAL-HORTAL L., 2007. *Conefor Sensinode 2.2 User's Manual: Software for quantifying the importance of habitat patches for maintaining landscape connectivity through graphs and habitat availability indices*. University of Lleida, Lleida, Spain.
- SCOLOZZI R., 2008. Analisi della frammentazione a scala locale: stima dell'effetto barriera basata su pareri esperti. In: *Atti del X Congresso Nazionale SIEP-IALE* (eds. P. Mairota, M. Minimi, R. Laforteza & E. Padoa-Schioppa) pp. 307-314. Università di Bari, Bari.
- SCOLOZZI R., GENELETTI D., 2009. An approach to present and to assess landscape functional connectivity at local scale. In: *European Landscapes in Transformation: Challenges for Landscape Ecology and Management. European IALE Conference* (eds. J. Breuste, M. Kozová & M. Finka) pp. 372-378. University of Salzburg, Slovak University of Technology in Bratislava and Comenius University in Bratislava, Salzburg (Austria), Bratislava (Slovakia).
- SERGIO F., PEDRINI P., 2007. Biodiversity gradients in the Alps: the overriding importance of elevation. *Biodiversity and Conservation* **16**: 3243-3254.
- URBAN D., KEITT T., 2001. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology* **82**: 1204-1218.
- VERBOOM J., FOPPEN R., CHARDON P., OPDAM P., LUTTIKHUIZEN P., 2001a. Introducing the key patch approach for habitat networks with persistent populations: an example for marshland birds. *Biological Conservation* **100**: 89-101.
- VERBOOM J., FOPPEN R., CHARDON P., OPDAM P., LUTTIKHUIZEN P., 2001b. Standards for persistent habitat networks for vertebrate populations: the key patch approach. An example for marshland bird populations. *Biological Conservation* **100**: 89-101.
- VETTORATO D., SCOLOZZI R., 2009. Cartografia ad alta risoluzione della connettività e stima dell'effetto barriera: una metodologia basata su parere esperto e immagini LIDAR. In: *19° Congresso Società Italiana di Ecologia*. EURAC, Bolzano.
- VOS C.C., VERBOOM J., OPDAM P.F.M., TER BRAAK C.J.F., 2001. Toward Ecologically Scaled Landscape Indices. *The American Naturalist* **158**: 24-41.