

# HABITAT SUITABILITY COME STRUMENTO NEI PROGRAMMI DI GESTIONE DELLA LEPRE ITALICA

*di Domenico Fulgione, Valeria Maselli, Giuliana Russo e Daniela Rippa*

---

## *Introduzione*

La comprensione del legame tra la distribuzione degli organismi animali e la scelta dell'habitat, gioca un ruolo chiave nella definizione dei piani di gestione per le specie minacciate (Litvaitis e Villafuerte, 1996; Dingerkus e Montgomery, 2002; Lees e Bell, 2008). La distribuzione di una popolazione scaturisce da fattori che possono essere storici (filogeografia) o ecologici (pressioni di selezione locale). In entrambi i casi si assume, con buona approssimazione, che la specie sia distribuita entro l'areale di massima idoneità, ovvero laddove sono presenti le principali risorse vitali per questa specie. Questa assunzione, sebbene non sempre vera, si pensi alle trappole ecologiche (Battin, 2004), consente di utilizzare l'areale, reale e potenziale, della specie come un'informazione pratica riguardo la caratterizzazione del paesaggio. Permette, in sostanza, la definizione dell'*ecofield* della specie e un suo impiego nelle strategie di pianificazione del territorio. Così caratterizzato, il paesaggio, esprimerà elementi spaziali idonei alla specie, con isole e corridoi, assumendo peculiarità strutturali e funzionali in termini di connettività (Taylor *et al.*, 1993; Clergeau e Burel, 1997; With *et al.*, 1997; Collinge, 1998; Ricotta *et al.*, 2000; Raison *et al.*, 2001; Crist *et al.*, 2005; Moilanen *et al.* 2005; Crooks e Sanjayan, 2006; Saura e Pascual, 2007).

Definire la distribuzione dell'idoneità per una data popolazione rappresenta un passo significativo verso l'impiego dell'analisi paesaggistica nella gestione per la conservazione delle specie. Esistono diversi modelli per inferenze sulla distribuzione degli habitat a massima idoneità, tra questi citiamo il Generalized Linear Models (GLM) proposto da McCullagh e Nelder (1983), il Discriminant Functional Analysis (DFA) proposto da Verbyla e Litvaitis (1989) e altri modelli che implementano network neurali, elaborazioni Bayesiane, classificazione e ordinamento multivariato (per una rassegna si veda Guisan e Zimmerman, 2000). La scelta del modello appropriato è complessa, ma facendo riferimento alla peculiarità dei dati censuali e alla necessità di rendere applicativa la modellizzazione creata (utile per indicazioni gestionali),

la scelta è ristretta a pochi modelli di Habitat Suitability (HS) tra cui il più diffuso risulta essere quello proposto da Hirzel (2002). Il modello di HS, si basa sulla elaborazione della nicchia ecologica secondo analisi fattoriale (Ecological Niche Factor Analysis, ENFA), risente direttamente della quantità di dati utilizzati, della strategia di elaborazione (de Filippo *et al.*, 2007) e della capacità di descrivere il territorio attraverso le cosiddette Variabili Ecogeografiche (Hirzel *et al.*, 2002). Successivamente alla scelta e alla applicazione del modello, diviene, indispensabile la validazione che si può ottenere con differenti metodi sia statistici sia di correlazione con aspetti della dispersione, come il flusso genico o la migrazione.

### *Validazione dei Modelli*

Il valore predittivo di una mappa di HS può essere valutato mediante un processo di *cross-validation* (Fielding *et al.*, 1997; Hastie, 2001). Tale metodo statistico suddivide in maniera casuale i punti di presenza della specie in  $k$  sottoinsiemi dei quali  $k-1$  saranno utilizzati per costruire il modello (*training sets*) di HS e 1 sarà invece utilizzato per confrontare e convalidare il modello stesso (*validation sets*). Ciò viene ripetuto  $k$  volte, ogni volta lasciando fuori un sottoinsieme diverso. Il processo produce  $k$  differenti mappe di HS che sono poi confrontate tra loro. Basandosi su tale processo, l' *Absolute Validation Index* (AVI), il *Contrast Validation Index* (CVI) ed il *Continuous Boyce Index* (Hirzel e Arlettaz, 2003; Hirzell *et al.*, 2006) permettono di quantificare la validità di un modello di HS. L'AVI è definito come la proporzione dei punti di presenza compresi nel set di validazione che cadono sopra un valore di HS maggiore di 50: esso può variare tra 0 (modello *random*) e 1 (ottimo modello). Il CVI, da indicazioni su quanto il modello di HS discrimina tra habitat con bassa ed alta idoneità. Esso è espresso come la differenza tra il valore ottenuto dall'AVI meno il valore che quest'ultimo avrebbe se la specie fosse distribuita ovunque. Il suo valore varia tra 0 (modello *random*) e 0.5 (buon modello). In fine il *Boyce index* (Boyce *et al.*, 2002) successivamente modificato da Hirzel (Hirzel *et al.*, 2006, Continuous Boyce Index) suddivide l'HSM in  $i$  classi aventi differente valore di idoneità e stessa estensione in funzione all'area di studio. Per ciascuna di queste classi è misurato il rapporto  $F_i$  tra la frequenza osservata  $P_i$  del numero di punti di validazione che ricadono in esse e quella attesa  $E_i$ , se la distribuzione dei punti di presenza fosse casuale. Se il valore  $F$  è pari a 1 per ciascuna classe  $i$  allora il modello sviluppato sarà completamente *random*. Se invece si ottengono bassi valori di  $F$  per basse classi di idoneità dell'habitat (inferiore a

1) e valori via via più alti (superiore a 1) per classi con valori di idoneità maggiore il modello può considerarsi predittivo. Il software Biomapper (Hirzel *et al.*, 2002) computa ciascuno degli indici sopra definiti e utilizza la regola di Huberty per definire il numero ottimale di *cross-validation* per il set di dati a disposizione.

Una validazione di tipo sperimentale può scaturire, come accennato, dall'analisi di proprietà popolazionistiche che risentono direttamente della distribuzione di HS (Verbeylen *et al.* 2003). L'analisi di correlazione tra l'HSM e la struttura genetica della popolazione, ad esempio, si basa sull'assunto che la distribuzione del HS possa spiegare il flusso genico e la distanza tra i diversi individui secondo corridoi ad alta idoneità. Possiamo considerare i corridoi ad alta idoneità come corridoi ecologici, che connettono due individui o due subpopolazioni secondo percorsi di massima "permeabilità". Infatti, se intendiamo il paesaggio come un insieme di *patches* più o meno *permeabili* alla dispersione della popolazione in ragione della loro livello di HS, sarà possibile calcolare la distanza e lo sforzo che un individuo può compiere nel disperdersi in questo paesaggio. Questo tipo di approccio fu introdotto da Nicolas Ray nel 2005 che compilò un software (PathMatrix) capace di calcolare le distanze tra le popolazioni secondo corridoi di alta idoneità (Ray, 2005; Vannuccini e Geri, 2006).

Una via alternativa all'individuazione di corridoi entro una HSM è basata sull'analisi del ruolo dei singoli *patch* entro l'insieme del mosaico di frammentazione. Questo approccio fu proposto da Pascual-Hortal e Saura (2006) ed è implementato nel software Conefor Sensinode 2.2. In particolare, esso calcola, sulla base di una mappa di idoneità ambientale (HSM), il numero di *patch* del paesaggio interconnesse in modo funzionale (*Number of Component*, NC) tra quelle di presenza della specie e la probabilità di connessione tra di esse (*Probability of Connectivity*, PC).

La popolazione di Lepre italiana, *Lepus corsicanus* nel Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano sembrerebbe strutturata in ragione della distanza genetica data la correlazione tra questa e i corridoi entro la HSM (Fulgione *et al.*, 2009). Tale caratteristica suggerisce una stretta relazione tra le popolazioni e il paesaggio su cui insistono, diversamente da quanto evidenziato dalle simpatriche e congeneriche popolazioni di Lepre europea (*Lepus europaeus*). Queste ultime potrebbero essere organizzate sul territorio in ragione di fattori che esulano dalla naturale dispersione, ma spiegate dalle immissioni a scopo venatorio operate prima dell'istituzione del

Parco, successivamente in forma illecita o nelle aree contigue all'area protetta (Fulgione, dati non pubblicati).

### *Applicazione del modello, gestione*

Alla validazione segue la fase della applicazione del modello. Infatti, la caratterizzazione paesaggistica secondo la HS della specie focale deve essere propedeutica ad una serie di indicazioni gestionali capaci di affrontare concretamente la conservazione. Tali indicazioni possono derivare direttamente dalle evidenze dell'elaborazione mediante ENFA. In particolare, l'analisi della correlazione tra i fattori principali e le variabili ecogeografiche originarie (EGV) può evidenziare il modo con cui è stata modellizzata la nicchia della specie e quanto quest'ultime contribuiscano alla definizione delle aree a minima, media e massima idoneità.

Nelle analisi sviluppate a proposito della Lepre italiana nel Cilento abbiamo notato un contributo significativo da parte di EGV come: altitudine, esposizione dei versanti, aree agricole collinari e di alta quota, aree marginali cespugliate, frutteti e *patches* ad essenze foraggiere. È evidente che le gli interventi gestionali tesi alla ottimizzazione di corridoi di connessione possono basarsi sulle EGV positivamente correlate ai fattori principali di tipo vegetazionale, e quindi prevedere interventi tesi alla espansione di su aree agricole collinari e di alta quota, di aree marginali cespugliate, di frutteti e *patches* ad essenze foraggiere. L'individuazione dei corridoi che contengono parzialmente o interamente queste EGV possono rappresentare i target in cui sviluppare azioni di gestione intese come mantenimento o trasformazione del paesaggio.

Probabilmente i fattori di rischio che insistono sulla Lepre italiana nel Cilento sono molteplici e riferibili all'azione antropica diretta (bracconaggio) o la competizione ecologica con la congenerica, ma non possiamo trascurare il ruolo della connettività per le popolazioni naturali. La perdita di quest'ultima è conseguenza della riduzione e della frammentazione degli habitat, e rappresenta una delle minacce più severe alla sopravvivenza di molte specie della fauna selvatica (Burkey 1989; Klein 1989; Soulé *et al.*, 1992; Diffenderfer *et al.*, 1995; Didham, 1997; Gilbert *et al.* 1998; Weber e Rabinowitz, 1996; Woodroffe, 2000; Frankham *et al.*, 2006; Nawaz, 2007). Essa comporta cambiamenti nella configurazione delle *patches* di habitat (Burel e Baudry, 1999; Fahrig, 2003). Agendo sulla connettività sarà possibile irrobustire la specie da un punto di vista della variabilità genetica e

della potenzialità di espansione delle popolazioni (Maruyama e Kimura 1980; Fahrig e Merriam, 1985; Tajima 1989; Woodroffe e Ginsberg 1998; Fahrig 2003; Song *et al.*, 2006).

## ***Bibliografia***

- Battin J. (2004) When good animals love bad habitats: Ecological traps and the conservation of animal populations. *Cons. Biol.* 18 (6): 1482-1491.
- Boyce M.S., Vernier P.R., Nielsen, S.E., Schmiegelow, F.K.A. (2002) Evaluating resource selection functions. *Ecol. Model.* 157: 281-300.
- Burel F., Baudry J. (1999) *Écologie du paysage. Concepts méthodes et applications.* TEC and DOC, Paris (France).
- Burkey T.V. (1989) Extinction in nature reserves: the effect of fragmentation and the importance of migration between fragments. *Oikos* 55:75-81.
- Clergeau P., Burel F. (1997) The role of spatio-temporal patch connectivity at the landscape level: an example in a bird distribution. *Landscape Urban Plan* 38 (1-2): 37-43.
- Collinge S.K. (1998) Spatial arrangement of habitat patches and corridors: clues from ecological field experiments. *Landscape Urban Plan* 42 (2-4): 157-168.
- Crist M.R., Wilmer B., Aplet G.H. (2005) Assessing the value of roadless areas in a conservation reserve strategy: biodiversity and landscape connectivity in the northern Rockies. *J. Appl. Ecol.* 42 (1): 181-191.
- Crooks K.R., Sanjayan M. (2006) *Connectivity Conservation.* Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- de Filippo G., Fulgione D., Fusco L., Troisi S.R. (2007) Italian hares (*Lepus corsicanus*) in Cilento and Vallo di Diano National Park: status and conservation. V European Mammals Congress, Siena, Italia.
- Didham R.K. (1997) An overview of invertebrate responses to forest fragmentation. In: Watt A.D., N.E. Stork & Hunter M.D. (eds) *Forests and insects:* 303-320. Chapman and Hall. London, United Kingdom.
- Diffenderfer J.E., Gaines M.S., Holt R.D. (1995) Habitat fragmentation and the movements of three small mammals (*Sigmodon hispidus*, *Microtus ochrogaster*, and *Peromyscus maniculatus*). *Ecology* 76:837-839.
- Dingerkus S.K., Montgomery W.I. (2002) A review of the status and decline in abundance of the Irish hare (*Lepus timidus hibernicus*) in Northern Ireland. *Mammal Review* 32: 1-11.
- Fahrig L. (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34: 487-515.
- Fahrig L., Merriam G. (1988) Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 69: 468- 475.
- Fielding A.H., Bell J.F. (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environ. Conserv.* 24, 38-49.
- Frankham R., Ballou J.D., Briscoe D.A. (2006) *Fondamenti di genetica della conservazione.* Zanichelli, Bologna (Italy).
- Fulgione D., Maselli V., Pavarese G., Rippa D., Rastogi R.K. (2009) Landscape fragmentation and habitat suitability in endangered Italian hare (*Lepus*

- corsicanus*) and European hare (*L. europaeus*) populations. *European Journal of Wildlife Research*; 55:385-396.
- Gilbert F., Gonzales A., Evans-freke I. (1998) Corridors maintain species richness in the fragmented landscapes of a microecosystem. *Proceedings of the Royal Society of London B* 265: 577-582.
- Guisan A., Zimmerman N.E. (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- Harrison S., Bruna E. (1999) Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography* 22: 225-232.
- Hastie T., Tibshirani R., Friedman J.H. (2001) *The Elements of Statistical Learning: Data Mining, Inference, and Prediction*. Springer-Verlag, New York.
- Hirzel A.H., Arlettaz R. (2003) Modelling habitat suitability for complex species distributions by the environmental-distance geometric mean. *Environ. Manage.* 32: 614-623.
- Hirzel A.H., Hausser J., Chessel D., Perrin N. (2002) Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat- suitability maps without absence data? *Ecology*, 83, 2027-2036.
- Hirzel A.H., Le Lay, G., Helfer V., Randin C., Guisan A. (2006) Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. 199:142-152.
- Klein B.C. (1989) Effects of forest fragmentation on dung *Ecological Modelling* and carrion beetle communities in central Amazonia. *Ecology* 70: 1715-1725.
- Lecis R., Norris, K. (2003) Habitat correlates of distribution and local population decline of the endemic Sardinian new Euproctus platycephalus. *Biol. Conserv.* 115: 303-317.
- Less A.C., Bell D. J., (2008) A conservation paradox for the 21st century: the European wild rabbit *Oryctolagus cuniculus*, an invasive alien and an endangered native species. *Mammal Review* 38: 304-320.
- Litvaitis J.A., Villafuerte R. (1996) Factors affecting the persistence of New England cottontail metapopulations: the role of habitat management. *Wildlife Society bulletin* 24: 686-693.
- Maruyama T., Kimura M. (1980) Genetic variability and effective population size when local extinction and recolonization of subpopulations are frequent. *Proc. Natl. Acad. Sci. U S A* 77: 6710-6714.
- McCullagh P., Nelder J.A. (1989) *Generalized Linear Models*. Chapman and Hall: London.
- Moilanen A., Franco A.M.A., Early R., Fox R., Wintle B., Thomas C.D. (2005) Prioritising multiple use landscapes for conservation: methods for large multi species planning problems. *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 272: 1885-1891.
- Nawaz M. (2007) Ali Status of the brown bear in Pakistan. *Ursus* 18(1): 89-100.
- Osborne P. E., Olonso J. C., Bryant R. G. (2001) Modelling landscape-scale habitat use using GIS and remote sensing: A case study with Great Bustard. *J. Appl. Ecol.* 38: 458-471.
- 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(7): 959-967.
- Raison R.J., Brown A.G., Flinn D.W. (2001) *Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management*. CAB Publishers, Great Britain.
- Ray N. (2005) Pathmatrix: a geographical information system tool to compute effective distances among samples. *Mol. Ecol. Notes* 5: 177-180.

- Ricotta C., Stanisci A., Avena C.G., Blasi C. (2000) Quantifying the network connectivity of landscape mosaics: a graph-theoretical approach. *Community Ecology* 1:89-94.
- Saura S., Pascual-Hortal L. (2007) A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to case study. *Landscape Urban Plan* 83: 91-103.
- Song S., Dey D.K., Holsinger K.E. (2006) Differentiation among populations with migration, mutation, and drift: Implications for genetic inference. *Evolution* 60:1-12.
- Soulé M.E., Alberts A.C., Bolger D.T. (1992) The effects of habitat fragmentation on chaparral plants and vertebrates. *Oikos* 63:39-47.
- Tajima F. (1989) The effect of change in population size on DNA polymorphism. *Genetics* 123: 597-601.
- Taylor P., Fahrig L., Henein K., Merriam G. (1993) Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68 (3), 571-573.
- Vannuccini M., Geri F. (2006) Valutazione di connettività ambientale attraverso analisi di cost distance su specie target. XVI Congresso della Società Italiana di Ecologia - Viterbo/Civitavecchia.
- Verbyla D.L., Litvaitis J.A. (1989) Resampling methods for evaluating classification accuracy of wildlife habitat models. *Environmental Management* 13:783-787.
- Verbeylen G., De Bruyn L., Adriaensen F., Matthysen E. (2003) Does matrix resistance influence red squirrel (*Sciurus vulgaris* L 1758) distribution in an urban landscape? *Landscape Ecology* 18: 791- 805.
- Weber W., Rabinowitz A. (1996) A global perspective on large carnivore conservation. *Conservation Biology* 10(4): 1046-1054.
- With K.A., Gardner R.H., Turner M.G. (1997) Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos* 78 (1): 151-169.
- Woodroffe R. (2000) Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. *Animal Conservation* 3: 165-173.
- Woodroffe R., Ginsberg J.R. (1998) Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science of the Total Environment* 280: 2126-2128.