

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DEL MOLISE

FACOLTÀ DI SCIENZE MM.FF.NN. (PESCHE, ISERNIA)

**DOTTORATO DI RICERCA IN
AMBIENTE E TERRITORIO**

XXII CICLO

BIO/07

**MODELLI DI CONNETTIVITÀ PER LA LONTRA EUROASIATICA (LUTRA
LUTRA, CARNIVORA, MAMMALIA) IN ITALIA**

TUTORE:

Prof. Maria Laura Carranza
Università del Molise



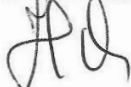
COTUTORI:

Prof. S. Saura Martinez De Toda
Università di Madrid (Spagna)

Prof. Bruno Paura
Università del Molise

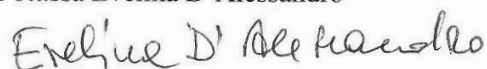
COORDINATORE DOTTORATO

Prof. F. Celico



DOTTORANDA

Dott.ssa Evelina D'Alessandro



Anno accademico 2009/2010

Ai miei genitori

« Più riusciamo a focalizzare la nostra attenzione sulle meraviglie e le realtà dell'universo attorno a noi, meno dovremmo trovare gusto nel distruggerlo. »

Rachel Carson

INDICE

<i>RIASSUNTO</i>	6
<i>SUMMARY</i>	8
PREMESSA.....	10
FINALITÀ ED ARTICOLAZIONE DEL PROGETTO DI RICERCA.....	11
1. INTRODUZIONE.....	15
1.1 LA FRAMMENTAZIONE.....	16
1.2 LA CONNETTIVITÀ.....	19
1.3 LE RETI ECOLOGICHE.....	21
1.4 LE RETI ECOLOGICHE IN AMBITO FLUVIALE MIRATE ALLA TUTELA DI UNA SPECIE OMBRELLO	25
1.4.1 <i>I SISTEMI DENDRITICI</i>	27
1.5 LA LONTRA (<i>LUTRA LUTRA</i>).....	30
1.5.1 <i>LA DISTRIBUZIONE DELLA LONTRA NEL PASSATO E NEL PRESENTE IN ITALIA</i>	31
1.6 L'ANALISI DELLA CONNETTIVITÀ E LA PROCEDURA SVILUPPATA.....	35
1.6.1 <i>LA PROCEDURA</i>	36
1.6.1.a <i>CRITERI DI DEFINIZIONE DEI NODI</i>	40
1.6.1.b <i>CRITERI DI DEFINIZIONE DEI LEGAMI</i>	40
1.6.1.b1 <i>Costruzione del grid di attrito e calcolo dei cammini di costo minimo</i>	41
1.6.1.c <i>ANALISI DELLA STRUTTURA DEL GRAFO: PC E CONNETTIVITÀ LATERALE</i>	44
1.7 L'ANALISI DEL RISCHIO STRADALE.....	45
2. RISULTATI.....	48
2.1 ELENCO DEGLI ARTICOLI PUBBLICATI.....	49
ARTICOLO 1.....	51
ARTICOLO 2.....	70
ARTICOLO 3.....	78
ARTICOLO 4.....	87
2.2 RISULTATI NON PUBBLICATI.....	104
2.2.1 <i>GERARCHIZZAZIONE DEI BACINI</i>	104
2.2.2 <i>RISCHIO STRADALE</i>	105
3. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI.....	107
4. CONSIDERAZIONI FINALI E SVILUPPI FUTURI.....	112
BIBLIOGRAFIA CITATA.....	115
ALLEGATI.....	126
ELENCO RAPPORTI TECNICI.....	127
ELENCO POSTER.....	127
Ringraziamenti.....	129

RIASSUNTO

Il lavoro rappresenta un contributo alla modellizzazione della distribuzione e della dispersione di specie semiacquatiche che dipendono dal reticolo fluviale per l'espletamento delle loro attività quotidiane e dalla permeabilità della matrice territoriale nelle fasi di dispersione.

Nella fattispecie, è stata studiata la possibilità di spostamento della lontra eurasiatica (*Lutra lutra*) fra gli habitat ad essa idonei nella porzione isolata più settentrionale dell'areale italiano.

L'obiettivo è stato raggiunto con lo sviluppo di una nuova procedura, basata sulla teoria dei grafi e sull'applicazione dell'indice Probabilità di Connettività (*PC*). L'indice integra il concetto di disponibilità di habitat a scala di paesaggio con un modello probabilistico di legami funzionali. Secondo tale approccio, la probabilità di un individuo di spostarsi da un habitat ad un altro dipende sia dalla disponibilità complessiva dell'habitat ripario idoneo alla specie, sia dalla distanza e dalla resistenza al movimento opposta dalla matrice territoriale che li separa.

L'analisi è stata effettuata a scale diverse, di intero areale e di coppie di bacini contigui. La procedura prevede una selezione degli habitat idonei alla lontra (nodi del grafo), individuati a partire da un modello di idoneità a due classi. I legami del grafo sono costituiti dai cammini di costo minimo presenti fra bacini contigui, che sono stati calcolati considerando la resistenza allo spostamento tra habitat idonei (grid di attrito); essi sintetizzano, in maniera realistica, il movimento anisotropico degli individui al di fuori del loro habitat.

Per la caratterizzazione dei valori di resistenza del grid di attrito sono stati usati i seguenti parametri: rete idrografica, altitudine, inclinazione dei versanti, copertura del suolo, strade e centri abitati e densità abitativa.

La connettività del sistema è stata espressa con il valore totale dell'indice *PC*, mentre l'importanza di ogni elemento territoriale (macchie di habitat e corridoi di spostamento) è stata definita con una procedura di gerarchizzazione (tecnica *leave one out*) consistente nel calcolo della variazione percentuale dell'indice *PC* ($\delta PC\%$) dopo l'esclusione di ogni singolo elemento dal paesaggio e dal reticolo idrografico.

Per l'identificazione dei criteri volti alla salvaguardia o alla riqualificazione dei nodi e dei legami funzionali, si è fatto ricorso all'indagine fitosociologica.

Considerata l'elevata mortalità della lontra durante la dispersione, dovuta soprattutto al traffico stradale, è stato elaborato un modello del rischio da investimenti per l'intero areale periferico (Molise, Puglia, Calabria), che ha esaminato le caratteristiche delle strade e della distribuzione degli habitat idonei per la specie.

I risultati indicano un livello di connettività variabile nell'areale. Ad ampia scala, il bacino del Biferno svolge un ruolo chiave nella dispersione della lontra, in maniera coerente con la sua

posizione nell'areale e con l'estensione e la continuità degli habitat ripari; i bacini prospicienti la costa rivelano una funzionalità molto bassa in relazione al processo ecologico considerato. A scala di dettaglio, i corridoi più funzionali nel processo di dispersione della specie si concentrano nei settori montani del Molise, mentre la loro importanza diminuisce nelle aree prossime alla costa.

L'analisi della vegetazione in alcune aree saggio ha portato a proporre alcuni potenziali interventi di riqualificazione che potrebbero comportare un miglioramento nella connettività del sistema e nello stato di conservazione di alcuni habitat di Direttiva.

Con l'analisi del rischio stradale, sono stati individuati i settori fluviali con il più alto rischio associato agli investimenti e quelli in cui la dispersione della lontra sembra meno limitata dalla mortalità causata dall'impatto contro i veicoli.

L'approccio metodologico si è dimostrato efficace nella descrizione del processo di dispersione della lontra e costituisce un valido strumento ai fini della pianificazione territoriale con scopo conservativo.

SUMMARY

The research project is a contribution to model the distribution and dispersal of semi-aquatic species, which depend on the dendritic river network for their daily activities, and on the matrix permeability for their dispersal movements among river basins.

In particular, the possibility of movement of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) among the suitable patches in the most northern isolated portion of the Italian range was studied.

The objective was reached by a new procedure based on graph structures and the Probability of Connectivity (PC) index. This index is based on the habitat availability concept and dispersal probabilities between habitat patches. In this approach, the probability of an individual moving from one habitat to another depends on both the amount of suitable habitat at the source and destination areas and the distance and resistance to movement of the matrix which separates them.

The analysis was performed at two different scales, evaluating the connectivity of the whole otter range and separately for each pair of adjacent basins. The procedure foresees an initial selection of the otter suitable habitats (which form the graph nodes) as resulting from a habitat suitability model produced by other colleagues. The links of the graph are represented by the minimum cost paths between each pair of nodes; these paths were calculated on a friction grid and synthesize, in a realistic manner, the anisotropic movement of the individuals in a heterogeneous matrix. The environmental parameters essential for otter's movement and dispersal were taken into account for characterizing the resistance values in the friction grid: hydrographic network, altitude, slope, land cover, roads, human disturbance and inhabitant density.

The connectivity of the range was synthesized using the total value of the PC index, while the importance of each territorial element (habitat patches and corridors) was evaluated through a prioritization procedure based on a *leave one out* technique. This consisted in calculating the percentage variation of the PC index ($\delta PC\%$) after the exclusion of each individual element from the landscape and basin network.

To determine the criteria for the safeguard or the restoration of nodes and functional links, we appealed to the phytosociological approach.

Considering the importance of the otter mortality in the dispersal process, mainly due to road traffic, a risk model of the peripheral range was also elaborated (Molise, Puglia e Calabria) taking into account the road characteristics and the distribution of the suitable habitat of the species.

The results indicate that there is a variable level of connectivity within the otter's range. On a coarse scale, the basin of Biferno plays a key role in the process of dispersal, due to its

position in the range and the extension and the continuity of the riparian habitats; the basins facing the coast reveal a very low functionality with regard to the ecological process considered. At a fine scale, the nodes prioritization highlighted that the corridors are more effective and functional in mountainous sectors of the range than in the areas near the coast. This is due to two main factors: the decrease in the number, extension and continuity of the suitable habitat patches along the river branches and the increment in the anthropogenic disturbance of the matrix therein.

The vegetation analysis in sample areas suggested some potential restoration interventions that would improve both the connectivity for the otter in the range, and the state of conservation of several EU important habitats.

The coupled analysis of the river and road networks allowed determining the river sectors with the largest risks associated with traffic accidents, as well as those habitat areas where the otter dispersal potential seems not to be significantly affected by such human-caused mortality.

The methodological approach is largely useful in the description of the process of dispersion of the otter and it is an effective tool in landscape planning that may be applied to other similar conservation problems in Italy and elsewhere.

PREMESSA

Gli ecosistemi fluviali sono realtà estremamente complesse, basate su equilibri fragili e regolati da molteplici interazioni fra le componenti biotiche e abiotiche. Classificati tra i cosiddetti “corridoi naturali” (Forman & Godron, 1986), habitat caratterizzati da una intrinseca continuità fisico-territoriale, i corsi d’acqua sono sottoposti ad una moltitudine di disturbi di origine antropica (captazioni idriche a scopi agricoli, inquinamento delle acque, costruzione di sbarramenti trasversali e di altre infrastrutture, introduzione di specie aliene invasive, etc.).

La gestione, spesso sconsiderata, dei fiumi ne ha comportato un cambiamento nella continuità fisico-territoriale, con una conseguente inevitabile alterazione ecologico-funzionale; questa alterazione del *continuum* fluviale si riflette, poi, in un altrettanto drammatico danno alla funzione da essi svolta a beneficio delle stesse popolazioni umane.

Il crescente interesse verso gli ecosistemi fluviali nasce dalla consapevolezza della perdita dell’integrità ecologica dei corsi d’acqua.

Attualmente, la necessità di preservare e migliorare l’ecosistema fluviale è ampiamente riconosciuta, oltre che normata (Direttiva 2000/60/CE, Parlamento Europeo, 2000). La politica ambientale europea ed internazionale ha riconosciuto, già a partire dagli anni Novanta, “l’esigenza di intervenire per evitare il deterioramento delle acque dolci nel lungo periodo, sia sotto il profilo qualitativo che quantitativo, e richiedeva l’attuazione di un programma di interventi che garantisse, entro il 2000, la gestione e la protezione sostenibili delle fonti di acqua dolce” (Direttiva 2000/60/CE).

Dal 2000, la Direttiva Acque costituisce un consolidamento della politica europea in materia di gestione delle acque. Essa “intende mantenere e migliorare l’ambiente acquatico all’interno della Comunità”, e richiama l’attenzione sia sul ruolo di particolare rilievo degli “ecosistemi terrestri e delle zone umide direttamente dipendenti dagli ecosistemi acquatici sotto il profilo del fabbisogno idrico”, per i quali pone l’obiettivo di “protezione e miglioramento”, sia sull’importanza della bioindicazione nel monitoraggio della risorsa idrica, intesa quale strumento atto alla conservazione e alla preservazione degli ambienti fluviali, lacuali e marini costieri.

Il processo di frammentazione degli habitat naturali, tra i quali quelli ripariali, è considerato la prima causa della perdita di biodiversità a scala globale, in quanto colpisce negativamente la distribuzione di tutti i gruppi tassonomici, causando gravi conseguenze su tutti i livelli di organizzazione ecologica, dai flussi di individui e propaguli a quelli ecosistemici di energia e materia (Sala *et al.*, 2000; Foley *et al.*, 2005). E’ sempre più pressante, dunque, l’esigenza di tutelare l’ambiente e la biodiversità favorendo la ricostituzione dei processi funzionali, unitamente alla salvaguardia delle specie. Il recupero della connettività fra le macchie di habitat e i relativi processi ecologici è considerata la strategia migliore per il contenimento

della frammentazione e dei suoi effetti negativi (Crooks & Sanjayan, 2006), tant'è che, negli ultimi decenni, è cresciuto l'interesse degli ecologi nei confronti dei processi spaziali (legati alla geometria dell'habitat e ai corridoi), nonché delle modalità per caratterizzare e quantificare la connettività ecologica (Grant *et al.*, 2007).

A fronte della loro importanza, sono ancora pochi i contributi scientifici relativi all'influenza della struttura dendritica dei fiumi sull'organizzazione ecologica a livello di individuo, popolazione e comunità (Ward *et al.*, 2002a). Questi recenti contributi sottolineano l'importanza dello studio delle dinamiche ecologiche applicato ai sistemi dendritici; in particolare, nel corso degli ultimi anni, l'attenzione di alcuni autori si è concentrata sulle relazioni esistenti fra geometria del reticolo fluviale, distribuzione spaziale degli habitat ripariali, funzionalità dei frammenti residuali, processi ecologici di selezione dell'habitat e di dispersione, presenza di specie acquatiche e semiacquatiche (Grant *et al.*, 2007; Schick & Lindley, 2007; Benda *et al.*, 2004; Honnay *et al.*, 2001; Ganio *et al.*, 2005).

Il presente lavoro di ricerca costituisce un contributo scientifico al tema delle relazioni esistenti fra distribuzione spaziale delle macchie di habitat ripario, struttura del mosaico territoriale presente fra reticoli idrografici e probabilità di sopravvivenza e dispersione di una specie animale strettamente legata all'ambiente acquatico, la lontra eurasiatica (*Lutra lutra*). In linea con gli obiettivi prioritari dei programmi di conservazione della lontra in Europa e in Italia, è stato elaborato un modello di rete ecologica finalizzata a definire le probabilità di riesplorazione della specie e il mantenimento o il ripristino dei corridoi di spostamento tra bacini contigui in una porzione particolarmente vulnerabile dell'areale italiano della lontra.

Alla base del concetto di rete ecologica elaborato, vi è l'assunto che la ricerca di nuove forme di equilibrio tra processi naturali e processi antropici mirate alla tutela della biodiversità dipenda strettamente dal grado di conoscenza del territorio e delle dinamiche che in esso si svolgono. In tal senso, la rete ecologica rappresenta uno strumento col quale giungere ad un compromesso tra le esigenze ecologiche e gli interessi economici e sociali nello sviluppo della pianificazione territoriale.

Il percorso operativo ha previsto un contributo di tipo tecnico all'elaborazione del modello di idoneità per la lontra e una successiva elaborazione metodologica del modello ecologico di connettività a diverse scale di dettaglio. Il lavoro è stato affrontato dal punto di vista della ricerca applicata e prospetta scenari realizzabili di riqualificazione territoriale finalizzata ad un incremento della connettività del sistema. Il modello sviluppato contiene, infatti, idee applicative che, qualora realizzate, avrebbero un impatto diretto sulla pianificazione territoriale dell'area studiata.

FINALITÀ ED ARTICOLAZIONE DEL PROGETTO DI RICERCA

Il progetto di ricerca rappresenta un contributo scientifico alla modellizzazione della distribuzione e della dispersione di specie semiacquatiche che dipendono dal reticolo fluviale per l'espletamento delle loro attività quotidiane e dalle macchie di paesaggio nelle fasi di movimento e dispersione. Nella fattispecie, l'obiettivo proposto è consistito nello studiare le possibilità di espansione della lontra eurasiatica (*Lutra lutra*) nella porzione isolata più settentrionale dell'areale italiano della specie. Il tema è particolarmente importante in riferimento ad un possibile futuro ricongiungimento del piccolo nucleo settentrionale dell'areale con quello meridionale, ben più esteso e vitale (Capitolo 1; figura 8).

A tal fine è stata studiata e proposta una nuova procedura, finalizzata all'implementazione di un modello di rete ecologica per la lontra. L'efficienza della rete è stata determinata mediante la definizione dell'attuale grado di connettività presente in questa porzione dell'areale, attraverso l'individuazione dei bacini più importanti nel garantire la connettività e, a una scala di maggiore dettaglio, mediante la determinazione del contributo di ogni macchia di habitat fluviale idoneo alla specie e di ogni corridoio di spostamento ai fini della dispersione tra coppie di bacini contigui (Capitolo 2). Infine, sono stati specificati alcuni possibili interventi di riqualificazione tesi sia ad incrementare la qualità degli habitat idonei alla specie, sia ad accrescere il grado di connettività complessivo dell'areale (Capitolo 2).

Ai fini dello studio delle probabilità di espansione della lontra, è stata studiata la connettività laterale, che definisce le possibilità di spostamento a terra per la specie, nel medio periodo, tra bacini idrografici contigui.

La fase preliminare dello studio si è sostanziata in un contributo alla modellizzazione dell'idoneità (Cianfrani *et al.*, 2009) per la lontra a scala di dettaglio (1:5000). Il modello ha considerato tanto i bacini nei quali la specie è attualmente presente, quanto quelli contigui in cui la specie è assente, ma verso cui può potenzialmente espandersi nel prossimo futuro (Capitolo 2). Il modello è stato elaborato sulla base di parametri strettamente correlati alle esigenze della lontra (disponibilità di acqua, disponibilità di risorsa trofica, copertura della vegetazione riparia) e di parametri ambientali e legati al disturbo antropico (reticolo idrografico, altitudine, pendenze, qualità delle acque, uso del suolo nella fascia ripariale e in area extrariparia, densità abitativa). Più in particolare, in questa fase è stata elaborata la cartografia digitale utile all'analisi dei parametri ecologici critici per la specie. La produzione cartografica è stata preceduta da una fase di acquisizione e controllo dei dati e da una fase di caricamento e gestione degli stessi in ambiente GIS, a costituire una banca dati omogenea dei tematismi scelti.

L'elaborazione dei tematismi relativi ai reticoli idrografico, stradale e ferroviario ha permesso di creare una carta del rischio di investimenti. Il traffico stradale è, infatti, una delle

maggiori cause di mortalità delle popolazioni di lontra e la rete viaria rivela la sua pericolosità soprattutto nei tratti in cui le strade costeggiano o intersecano i corsi d'acqua (Rosoux *et al.*, 1995; Ansorge *et al.*, 1997; Cortes *et al.*, 1998; Philcox *et al.*, 1999; Chanin, 2005; Madsen, 1996).

La fase successiva dell'attività di ricerca ha riguardato la realizzazione del modello di connettività, basato sul modello di idoneità sviluppato in precedenza. La procedura proposta è basata sulla teoria dei grafi (Harary, 1969). L'applicazione dei grafi all'ecologia costituisce uno strumento attuale ed efficace per la semplificazione della complessità del mosaico territoriale a una sua configurazione spaziale e funzionale di più facile lettura. Tra gli indici presenti in letteratura, è stato utilizzato un indice di connettività funzionale sviluppato di recente (Saura & Pascual-Hortal, 2007) ed applicato per la prima volta ai sistemi fluviali.

L'approccio metodologico ha consentito di sviluppare modelli di connettività a diverse scale spaziali, tanto per l'areale, quanto per le coppie di bacini contigui. Questa fase del lavoro si è conclusa con l'individuazione dei punti critici della rete ecologica esistenti in corrispondenza delle potenziali vie di dispersione e movimento tra bacini e delle situazioni di potenziale rischio che possono compromettere la funzionalità della rete considerata. L'identificazione delle aree critiche nel mantenimento di popolazioni vitali della specie è presupposto indispensabile per comprendere le reali possibilità di espansione della lontra nel breve, medio e lungo periodo. Ciò comporta la definizione di strategie di intervento mirate alla connessione degli ambienti che facilitano la riespansione della specie tra bacini idrografici contigui.

Le conclusioni presentano interessanti risvolti applicativi, basati su solide basi scientifiche, indirizzati a una gestione sostenibile del territorio.

L'ultima parte del lavoro si è quindi concentrata sulla definizione delle modalità di intervento tecnico finalizzate a mantenere o a migliorare l'efficienza della rete ecologica individuata.

Durante l'intera attività di ricerca, sono stati prodotti i seguenti documenti cartografici:

- carta del reticolo idrografico dell'Italia meridionale (scala 1:5000), ottenuta mediante la digitalizzazione delle aste fluviali dalle CTR (1:5000) e dalle ortofoto più recenti messe a disposizione dalle regioni coinvolte dal progetto (Capitolo 2);
- carta della vegetazione/uso del suolo in scala 1:5000, elaborata tramite fotointerpretazione dalle ortofoto più recenti messe a disposizione dalle regioni, secondo la legenda CORINE Land Cover al III livello di dettaglio. Per la fotointerpretazione ci si è avvalsi dello strato informativo relativo al reticolo idrografico. Essa ha riguardato una fascia riparia di 300 m costruita a cavallo delle aste fluviali principali e dei corsi d'acqua che si immettono direttamente nei fiumi principali

(Capitolo 2). La carta della vegetazione/uso del suolo è servita da base per lo sviluppo del modello di idoneità e, a seguire, del modello di connettività;

- carta del rischio di investimenti per la lontra, in scala 1:250000, realizzata sia per l'areale periferico, sia per l'areale centrale (Loy *et al.*, 2008);
- carta della connettività tra bacini idrografici, a scala di areale, relativa al diverso contributo di ciascun bacino nel mantenimento degli attuali livelli di connettività (Capitolo 2);
- carta della connettività tra coppie di bacini idrografici contigui sul diverso contributo di ciascuna macchia di habitat e di ciascun corridoio di spostamento nel processo di dispersione della specie tra un bacino di presenza ed uno, attiguo, di assenza (Capitolo 2).

1. INTRODUZIONE

1. INTRODUZIONE

1.1 LA FRAMMENTAZIONE

Nel corso della storia, la genesi del paesaggio è dipesa in maniera imprescindibile dalle possibilità tecniche dell'uomo di modellare il territorio sulla base delle proprie esigenze (Jongman, 2004). In generale, l'assetto di un paesaggio è il risultato di una lunga e complessa evoluzione in cui, ai processi biotici (areali biogeografici di piante ed animali, dinamiche di vegetazione, interazioni tra specie, etc.) si sono sovrapposti i regimi di disturbo (fuoco, inondazioni, pascolo, etc.) e vicende storiche di varia durata (Forman, 1995).

I processi di trasformazione e di utilizzo del territorio da parte dell'uomo si sono intensificati, negli ultimi decenni, sia dal punto di vista quantitativo (crescente utilizzo del suolo), sia dal punto di vista qualitativo (struttura dei modelli insediativo, industriale, etc.), determinando una trasformazione del paesaggio dagli effetti profondi, le cui implicazioni si riflettono in maniera diretta ed indiretta sulla ricchezza della diversità biologica del pianeta (Bennett, 1999; Sala *et al.*, 2000; Fahrig, 2003; Matisziw & Murray, 2009). Sebbene le pratiche di uso del suolo varino considerevolmente nelle diverse parti del pianeta, il loro obiettivo finale è lo stesso: l'appropriazione delle risorse naturali per soddisfare i bisogni umani, sovente a discapito dell'ambiente naturale (Foley *et al.*, 2005).

Oggi l'uomo rappresenta il principale fattore di trasformazione degli ecosistemi naturali provocando la scomparsa, banalizzazione, alterazione o sostituzione degli ecosistemi naturali con comunità sinantropiche e producendo una trasformazione del paesaggio dagli effetti profondi (Sala *et al.*, 2000).

La sopravvivenza delle specie vegetali ed animali e, in generale, la conservazione della biodiversità sono minacciate, in particolare, dalla crescente frammentazione degli habitat naturali e dalla conseguente perdita di connettività del mosaico territoriale (Hanski, 2005; Sharpe *et al.*, 1987; Bennett, 1990; Saunders *et al.*, 1991; Webb, 1997).

La frammentazione è il processo che genera una progressiva riduzione della superficie degli ambienti naturali e un aumento del loro isolamento: le superfici naturali vengono, così, a costituire frammenti spazialmente segregati e progressivamente isolati, inseriti in una matrice territoriale di origine antropica (**Figura 1**; Forman, 1995).

“L'alterazione dei *pattern* di habitat attraverso il tempo” (Bennett, 1999) comporta la formazione di una matrice territoriale che ostacola o impedisce il compiersi del ciclo vitale delle specie e la loro dispersione (Opdam *et al.*, 1994). Infatti, influenzando fauna, flora, vegetazione e processi ecologici nei frammenti residui, la matrice territoriale di derivazione antropica riduce la superficie e la qualità degli habitat per ciascuna specie sensibile ed altera, di conseguenza, i

meccanismi naturali di dispersione delle specie, con “effetti a cascata”, dilazionati nel tempo. Essendo causa di riduzione ed isolamento delle aree naturali, la frammentazione interrompe, quindi, sia la “contiguità” che la “connettività” ecologica in un paesaggio.

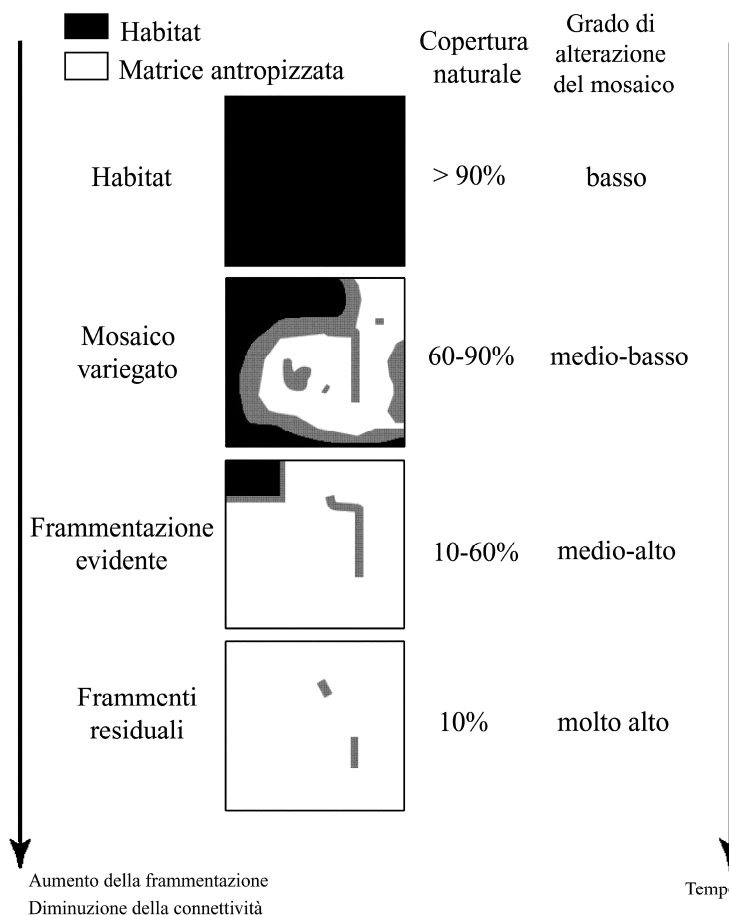


Figura 1 Modello concettuale del processo di frammentazione e livelli di alterazione prodotti (da Fischer & Lindenmayer, 2007 modificato).

Nonostante gli ormai noti limiti dell’applicazione del modello concettuale della biogeografia delle isole agli ecosistemi terrestri (Haila, 2002), la letteratura scientifica fa ancora riferimento ad esso per spiegare come gli habitat naturali siano stati ridotti ad isole immerse in una matrice costituita da neo-ecosistemi inospitali per molte specie selvatiche (colture specializzate e zone urbanizzate e industrializzate). In effetti, il ricorso alla teoria della biogeografia insulare evidenzia bene i due tipi di impatto prodotti dalla frammentazione: strutturale-spaziale e funzionale.

I dati di letteratura registrano una perdita di biodiversità tanto a scala locale, quanto a scala globale, e indicano che la frammentazione si manifesta in maniera diversa a seconda delle specie, delle tipologie di habitat e delle regioni biogeografiche considerati: gli effetti negativi del

processo si ripercuotono in maniera generalizzata su tutti i *taxa*, Uccelli e Mammiferi (Andr n, 1994; Recher, 1999), Rettili (Gibbons *et al.*, 2000), Anfibi (Stuart *et al.*, 2004), Piante (Hobbs & Yates, 2003). In relazione alle tipologie di habitat, man mano che aumentano i meccanismi di trasformazione del paesaggio, si accresce l'uso intensivo del suolo negli habitat modificati, la vegetazione autoctona si depaupera, si riduce e i suoi frammenti sono sempre pi  influenzati dai processi che si originano nelle aree modificate (McIntyre & Hobbs, 1999). Ad una scala pi  ampia (nel senso ecologico del termine), la possibilit  di tutelare la biodiversit  delle diverse regioni biogeografiche del pianeta dipende strettamente dalla capacit  di specie animali e vegetali di sopravvivere in paesaggi frammentati dalla presenza e dall'attivit  dell'uomo (Bennett, 1999).

Una tutela efficace della diversit  biologica richiede una precisa conoscenza della dinamica delle popolazioni, nonch  dei processi di dispersione degli individui fra popolazioni (Cabeza & Moilanen 2001; Moilanen & Nieminen, 2002; Lindenmayer *et al.*, 2006; Schick & Lindley, 2007). Il movimento e la dispersione degli individui sono processi essenziali nella sopravvivenza delle popolazioni e nel funzionamento dei biotopi, poich  sono strettamente correlati alla struttura spaziale del territorio; l'impossibilit  di attuare i suddetti processi, dovuta alla perdita di macchie di habitat o di corridoi di spostamento, si traduce in un impatto sulla permanenza di specie vegetali ed animali nel territorio (Schick & Lindley, 2007). Infatti, tutte le specie dipendono dalla possibilit  di disperdersi, oltre che dalla possibilit  di dispersione di altre specie (si pensi, ad esempio, a molte specie di piante), e la riduzione dell'habitat naturale   causa di una corrispondente diminuzione delle probabilit  di sopravvivenza delle popolazioni, quindi di un aumento del rischio di estinzione: la dispersione fra habitat diminuisce, causando uno scambio minore di informazione genetica e una minore colonizzazione di aree inoccupate (Jongman, 2004).

Su lunghe scale temporali, le relazioni fra la struttura e la dinamica delle popolazioni da un lato, ed il paesaggio dall'altro, possono determinare il grado con cui le popolazioni si adattano a condizioni ambientali locali (Sultan & Spencer, 2002).

Poich  un eccesso di frammentazione pu  comportare la scomparsa di habitat o di specie e un decremento nella diversit  ambientale e paesaggistica, la buona riuscita dei programmi di conservazione   condizionata dall'abilit  nell'individuare i fattori che causano la frammentazione e il grado con cui i frammenti residuali degli habitat sono funzionalmente connessi fra loro, nonch  dalla nostra volont  nel concentrare gli sforzi di conservazione nei frammenti naturali riconosciuti indispensabili per la sopravvivenza delle specie e la stabilit  dei processi ecologici (Calabrese & Fagan, 2004; Groom *et al.*, 2006).

1.2 LA CONNETTIVITÀ

La connettività è “un elemento vitale della struttura del paesaggio” che indica “il grado con cui il paesaggio facilita o impedisce il movimento fra macchie di habitat (Taylor *et al.*, 1993). Questa definizione della “terza misura della struttura del paesaggio” differisce dalle altre due, la “composizione” e la “configurazione”, richiamando l’attenzione sull’interdipendenza esistente fra la connettività tra habitat e le capacità di movimento degli organismi. La connettività è determinata sia dalle caratteristiche delle componenti strutturali del paesaggio (dai frammenti e dalla matrice in cui sono immersi) e dalla loro qualità, sia dalla eco-etologia delle singole specie, sia dalla scala spazio-temporale utilizzata (Bennett, 1999). Conseguentemente, specie differenti possono sperimentare, nello stesso paesaggio, connettività diverse, poiché lo percepiscono in maniera differente (Bunn *et al.*, 2000). Il ruolo che le aree connettive (habitat e vie di dispersione) possono svolgere risulta pertanto altamente specie-specifico, con effetti positivi, neutrali o negativi in funzione delle caratteristiche eco-etologiche delle singole specie sensibili e con differenze anche a livello individuale intraspecifico (Debinski & Holt, 2000; Bennett, 1999). Per alcune specie, quindi, la connettività può essere misurata in termini di distanza fra habitat, per altre la struttura del paesaggio e la contiguità di alcuni suoi elementi costituiscono corridoi o rappresentano barriere (Jongman, 2004).

Il concetto di connettività (*connectivity*) consente di superare approcci semplicistici fondati sulla connessione fisica degli elementi all’interno di un mosaico territoriale (*connectedness*): la “contiguità” indica solo un’adiacenza o connessione fisica fra unità ambientali e popolazioni, non misurando, come la connettività, i processi con i quali le popolazioni sono interconnesse, né esprimendo un contesto funzionale tra ecotopi (**Figura 2**; Baudry & Merriam, 1988).

La connettività fra habitat è una componente necessaria nella conservazione della biodiversità e l’identificazione di macchie importanti per il mantenimento di questo parametro è essenziale sia nell’assegnare una priorità di tutela, sia nel definire le misure di mitigazione dei danni prodotti dalla frammentazione (Matisziw & Murray, 2009).

Garantire la funzionalità ecologica delle macchie di habitat all’interno di un paesaggio con matrice antropizzata vuol dire consentire il mantenimento e la vitalità, in tempi lunghi, di popolazioni e specie sensibili, aumentare la stabilità e la resilienza del sistema ed assicurare il meccanismo con cui può attuarsi la ricolonizzazione in seguito ad eventi di disturbo (Schick & Lindley, 2007).

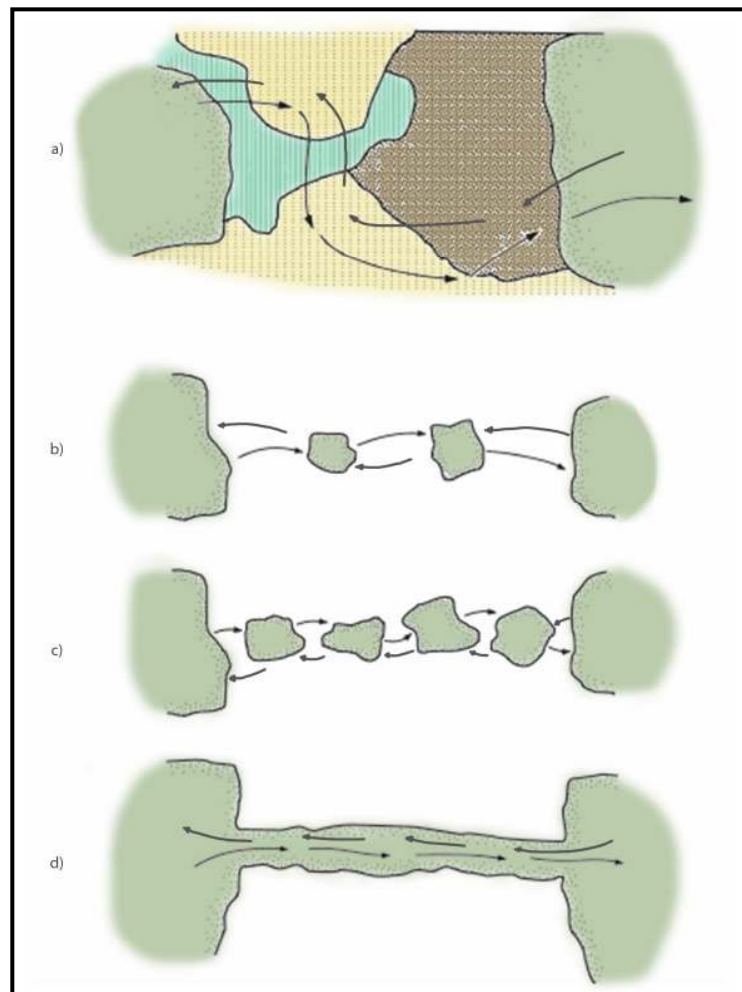


Figura 2 - Schematizzazione di un paesaggio con connessioni funzionali tra habitat: mosaico con macchie che garantiscono il movimento (a); mosaico con macchie di *stepping-stones* e corridoi (b, c d) (da Bennett, 1999 modificato).

Di fatto, la funzionalità dei frammenti non è sito-specifica, ma è legata a una rete.

Il ristabilimento (*restoring*) di una continuità ecologico-funzionale fra gli ambienti naturali in paesaggi frammentati è stato proposto come un possibile rimedio, basato su teorie ecologiche e biogeografiche, in grado di mitigare gli effetti dell'isolamento su comunità, popolazioni, individui (Bennett, 1999). Il problema della definizione e del mantenimento di elevati livelli di connettività degli habitat è quindi divenuto una priorità delle politiche e delle strategie di conservazione delle specie minacciate di scomparsa (Pullin *et al.*, 2004 ok; Scott *et al.*, 2002; Moilanen *et al.*, 2005).

Attualmente il problema della diminuzione della connettività, a diverse scale spaziali, viene affrontato mediante l'implementazione di reti ecologiche, che costituiscono di fatto uno strumento basilare delle strategie di conservazione europee, in particolare per le specie faunistiche a rischio più elevato (Jongman, 1995; Battisti, 2004). Le reti, infatti, rappresentano una strategia di pianificazione che si pone come obiettivo specifico, almeno sotto uno stretto

profilo conservazionistico, quello di mantenere la connettività fra ecosistemi in paesaggi frammentati, favorendo la vitalità di popolazioni di specie sensibili, di comunità e di processi ecologici naturali. L'attuazione pratica di tali obiettivi, tuttavia, presenta difficoltà per l'ampia gamma di differenze eco-etologiche tra le specie oggetto d'indagine e per le diverse scale spaziali, temporali ed ecologiche coinvolte e, in linea generale, per i complessi fattori che agiscono nel "mondo reale" (Hayla, 1985; Opdam *et al.*, 1994).

1.3 LE RETI ECOLOGICHE

Al fine di salvaguardare le specie minacciate e la naturalità degli habitat (*wilderness*), la politica ambientale globale ha promosso, dalla fine del XIX secolo, l'istituzione di parchi ed aree protette (Mittermeier *et al.*, 2003). Sebbene nel XIX e in parte del XX secolo l'attenzione alle risorse naturali fosse dovuta principalmente a un bisogno antropico legato alla soddisfazione turistico-ricreativa e al godimento spirituale dell'ambiente selvaggio, in seguito si è verificato un progressivo riconoscimento del bisogno di tutelare le funzioni e l'integrità di ecosistemi e processi ecologici naturali (Callicott, 1990). Il principio ispiratore della conservazione della natura si è pian piano svincolato dai criteri estetico-percettivi e storico-artistici, arrivando a fondarsi sul pensiero in base al quale tutte le componenti della natura hanno un valore intrinseco (Armstrong & Botzler, 1998, 2003).

Sulla base di questa evidenza, messa in luce da una ricca letteratura scientifica a partire dagli anni '70 e 80¹, la politica ambientale globale ha subito una progressiva trasformazione: le aree protette non possono garantire, da sole e a lungo termine, la tutela ottimale della diversità biologica, concetto ampio che fa riferimento tanto alla ricchezza in specie ed ecosistemi di una data area, quanto ai processi ecologici che vi si svolgono; perché le aree protette possano consentire il mantenimento di popolazioni vitali e supportare i processi ecologici, è necessario che siano ampie e vicine tra loro, e in grado di contenere gran parte della biodiversità che si vuole salvaguardare (Beier & Noss, 1998; Hanski, 2005; Battisti, 2004). Le aree naturali protette, inizialmente concepite per scopi di mera protezione, hanno quindi trovato il loro fondamento concettuale nel bisogno di conservazione, uso sostenibile e restauro ecologico (*restoration*) delle risorse (Bennett, 1999). Un approccio ad ampia scala territoriale, che si affianchi alle aree protette, incrementa l'efficacia del sistema e contribuisce alla conservazione della diversità biologica (Scott *et al.*, 1993; Baillie *et al.*, 2000; Morris, 1987).

Il concetto di "rete ecologica" si impone all'inizio degli anni '90. A livello europeo, in occasione della Conferenza Internazionale sul tema "Conservazione del patrimonio europeo:

¹ per una revisione si leggano Callicott, 1990, 1993, 1994; Wascher & Jongman, 1997; Sievert, 2000.

verso una rete ecologica europea” (Maastricht, 1993), promossa da IEEP (*Institute for European Environmental Policy*), i 31 stati europei e le 26 organizzazioni internazionali partecipanti decidono la strategia con cui arrestare il declino della diversità biologica e paesaggistica del territorio europeo: la Rete Ecologica Europea (EECONET o PEEN, Rete Ecologica Pan-Europea, Jones-Walters, 2007). Questa iniziativa ha due meriti: pone l’accento sul ruolo che gli habitat semi-naturali hanno nella conservazione della biodiversità; sottolinea l’importanza del mantenimento dei processi ecologici dai quali la biodiversità dipende. La Rete Ecologica Europea diviene dunque il principale riferimento per tutte le iniziative promosse nei primi anni ’90.

Nello stesso periodo, anche negli Stati Uniti viene proposto un progetto simile, il *Wildlands Project*, un progetto messo a punto dall’*American Society for Conservation Biology*, che disegna un unico sistema costituito da aree protette, da aree tampone e da una “rete ecologica”, costituita da corridoi che le connettono.

In Italia, il concetto di rete ecologica si afferma e si sviluppa durante gli anni ’90 e diventa parte degli orientamenti della politica ambientale europea (Malcevschi *et al.*, 1996, 2000; Romano, 1996; Pungetti, 1998; Gambino, 2001; Boitani *et al.*, 2002; Blasi, 2004). Nel 1994 il Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare redige le “Linee strategiche e di programma preliminare per l’attuazione della Convenzione della Biodiversità in Italia”. Il documento contiene presupposti importanti ai fini della realizzazione di reti nazionali e regionali e costituisce la base per la predisposizione del Piano nazionale sulla Biodiversità previsto dall’art. 6 della Convenzione.

La Rete Ecologica Pan-Europea, e conseguentemente le reti ecologiche da elaborare in ciascun ambito nazionale, fanno capo alla “Strategia Pan-Europea per la Conservazione della Diversità Biologica e del Paesaggio” (PEBLDS, Delbaere, 2003), a sua volta inserita nel quadro della politica ambientale europea istituita dalle Direttive Habitat (Consiglio Europeo, 1992) ed Uccelli (Consiglio Europeo, 1979), due strumenti normativi di fondamentale importanza nell’ambito delle politiche di conservazione della natura in Europa. Le due direttive promuovono l’istituzione di una “rete ecologica europea coerente”, denominata “Natura 2000” (art. 3 della Direttiva Habitat), sull’intero territorio comunitario, ponendo le fondamenta nella nuova concezione di salvaguardia della biodiversità: la tutela di ciascun sito singolarmente preso, avulso dal contesto territoriale nel quale è inserito, non arresta la perdita di diversità biologica, bensì una reale conservazione degli ecosistemi e degli habitat naturali può essere perseguita solo attraverso la tutela *in situ* dell’intero patrimonio naturalistico. Individuare e salvaguardare aree naturali e semi-naturali di pregio, sia all’interno che all’esterno delle tradizionali aree protette (parchi nazionali e regionali, riserve naturali, zone umide, oasi naturalistiche), e porle come

“nodi” di una rete verde vuol dire costruire “un sistema di aree strettamente relazionato dal punto di vista funzionale e non un semplice insieme di territori isolati tra loro e scelti fra i più rappresentativi”.

Una rete ecologica è uno strumento concettuale versatile, che schematizza in maniera efficace diversi fenomeni naturali ed antropici (**Figura 3**; Boitani *et al.*, 2002). Può essere definita come un sistema naturale frammentato formato da aree naturali e dalle loro interconnessioni che lo rendono in grado di supportare una diversità biologica maggiore di quella che si avrebbe in un sistema non interconnesso (Jongman, 2004).

All'interno di una rete ecologica, le aree protette possono costituire i nodi della rete, che va calibrata sulle esigenze biologiche ed ecologiche delle specie e degli habitat (Boitani *et al.*, 2002). Le interconnessioni assolvono al compito di collegare tra di loro le aree ad elevato valore naturalistico.

I documenti ufficiali di riferimento in fatto di reti ecologiche (PEEN, PEBLDS) individuano quattro unità fondamentali all'interno di una rete:

1. aree centrali (*core areas*; dette anche nuclei, gangli o nodi). Sono aree naturali di grandi dimensioni, di alto valore funzionale e qualitativo ai fini del mantenimento della vitalità delle popolazioni *target*. Queste aree costituiscono l'ossatura della rete ecologica e posseggono caratteristiche di “centralità”, essendo in grado di sostenere popolamenti quantitativamente rilevanti e di ridurre i rischi di estinzione per le popolazioni locali, e costituendo, al contempo, un'importante sorgente di diffusione per individui mobili in grado di colonizzare (o ricolonizzare) nuovi habitat esterni.

2. Zone cuscinetto (*buffer zones*). Rappresentate dai settori territoriali limitrofi alle aree centrali, queste zone svolgono una funzione protettiva nei confronti di queste ultime riguardo agli effetti deleteri della matrice antropica (effetto margine) sulle specie più sensibili (ad esempio sulle specie *interior*; Wilcove *et al.*, 1986). Situazioni critiche possono crearsi per le aree centrali in caso di contatto diretto con fattori significativi di pressione antropica; le fasce esterne di protezione attenuano ad un livello sufficiente le cause di impatto potenzialmente critiche.

3. Corridoi ecologici (*ecological corridors*). Sono i collegamenti lineari e diffusi fra le aree centrali e fra esse e gli altri componenti della rete. La loro funzione è il mantenere e/o il favorire le dinamiche di dispersione delle popolazioni biologiche fra aree naturali, impedendo così le conseguenze negative dell'isolamento. Inizialmente identificati in elementi fisicamente rintracciabili sul territorio (Forman & Godron, 1986), secondo un più recente approccio concettuale possono corrispondere ad elementi di paesaggio fisicamente rintracciabili, ma anche soltanto indicare una possibilità di movimento (Pascual-Hortal & Saura, 2006). Per questo motivo vengono anche indicati con i termini “cammini” o “aree di connessione”.

4. “Pietre da guado” (*stepping-stones*). Costituiscono macchie di habitat che, in maniera discontinua, sono poste lungo linee ideali di passaggio che funzionino come punto di appoggio e di rifugio per gli organismi mobili (analogamente a quanto fanno i sassi lungo una linea di guado di un corso d’acqua), purché la matrice posta tra un’area ed un’altra non abbia caratteristiche di barriera invalicabile. Le *stepping-stones* sono frammenti ambientali di habitat ottimale (o sub-ottimale) per determinate specie, immersi in una matrice paesaggistica antropizzata. Costituiscono elementi utili al mantenimento della connettività per le specie abili ad effettuare movimenti a medio o a breve raggio attraverso ambienti non idonei.

5. Aree di restauro ambientale (*restoration areas*). Sono aree non necessariamente esistenti al momento del progetto della rete, ma create attraverso interventi di rinaturazione.

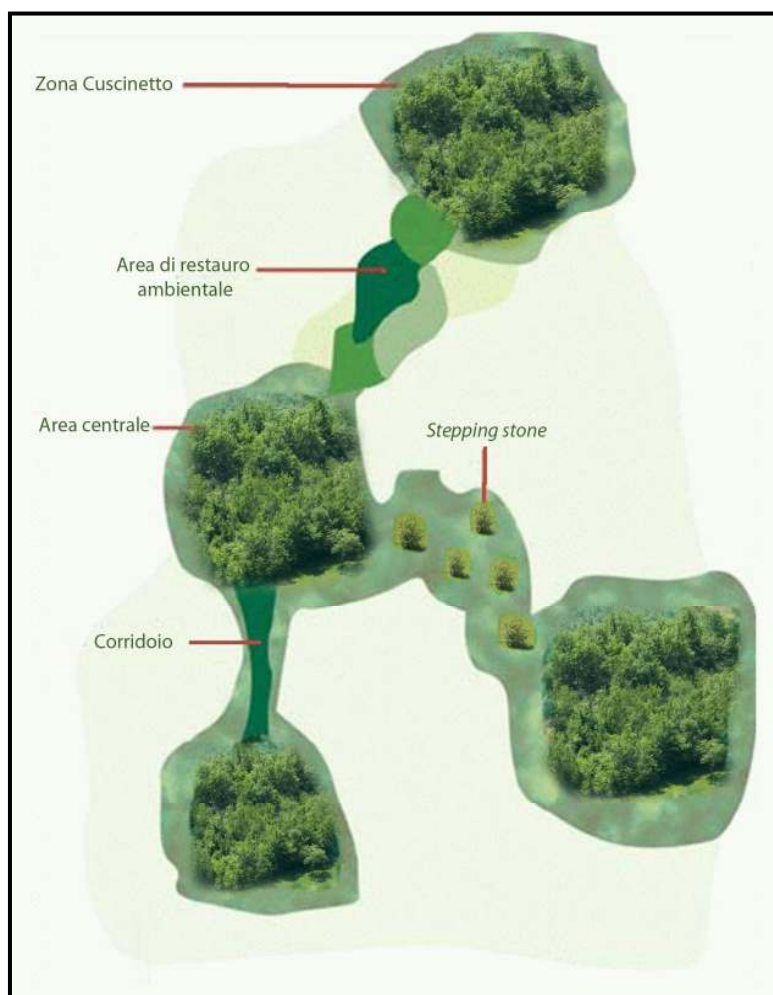


Figura 3 – Schematizzazione di rete ecologica (da Bouwma *et al.*, 2002 ridisegnato)

1.4 LE RETI ECOLOGICHE IN AMBITO FLUVIALE MIRATE ALLA TUTELA DI UNA SPECIE OMBRELLO

L'ecosistema fluviale è un "mosaico dinamico" costituito da una complessa interazione di componenti acquatiche e terrestri che sono direttamente influenzate dal fiume (habitat acquatico, zona ripariale, superficie alluvionale) (Ward *et al.*, 2002b). Le molteplici comunità disposte lungo il gradiente ambientale del fiume e i processi ecologici che vi si svolgono danno vita ad una eterogeneità spazio-temporale di ambienti che rende il corridoio fluviale un'area con una biodiversità elevatissima e con un equilibrio delicato che è indispensabile preservare, qualora si intendano salvaguardare le popolazioni delle numerose specie di uccelli acquatici, pesci, anfibi, invertebrati, piante acquatiche e ripariali che vivono lungo i fiumi (Moyle & Leidy, 1992). Inoltre, il fiume è in equilibrio anche con gli ecosistemi che lo circondano, con i quali esiste una fitta trama di interrelazioni (Wiens, 2002).

Accade spesso che i corridoi fluviali, *hot-spot* della diversità biologica (mosaici ricchi di biodiversità e nutrienti), coincidano con gli *hot-spot* dello sviluppo antropico (aree produttive e urbanizzate) e ciò comporta una grande perdita di diversità biologica in questo ecosistema (Ward & Stanford, 1995; Hanski, 2005; Sala *et al.*, 2000). In effetti, negli ultimi venti anni, la diminuzione di biodiversità è stata molto più severa negli ecosistemi fluviali che negli altri ambienti (Hanski, 2005). La determinazione della connettività tra gli elementi fluviali, a diverse scale, è quindi di estrema importanza ai fini del mantenimento, o del ristabilimento, dei processi funzionali propri del fiume (Primack & Carotenuto, 2003; Ward *et al.*, 2002a).

L'impossibilità di tutelare tutte le specie e tutti i processi ecologici di uno stesso ecosistema induce a operare una semplificazione e a scegliere specie che rappresentino, sul piano ecologico, un largo seguito di organismi e che siano in grado di fornire informazioni generali e sintetiche sull'entità della frammentazione in un contesto specifico (Reggiani, 2000). Alcune specie risultano più sensibili di altre alla riduzione del proprio habitat (specie *area-sensitive*, con un ampio *home range*, come i grandi predatori, Soulè, 1986); altre, invece, manifestano difficoltà di dispersione attraverso habitat non idonei, pur potendo tollerare una riduzione superficiale del proprio habitat, possono, tuttavia, risultare sensibili all'isolamento (*dispersal-sensitive*; Bennett, 1999); altre ancora possono trarre vantaggio da una progressiva trasformazione degli ambienti originari verso ambienti a mosaico (es. specie generaliste, antropofile, invasive, tipiche d'ambiente di margine ecc.) (Norton *et al.*, 2000).

Nell'ambito della biologia della conservazione, le reti ecologiche sono dunque molto spesso mirate a singole specie o a gruppi di specie affini (Boitani *et al.*, 2002).

La tutela delle singole specie minacciate implica l'individuazione, in tempi e con sforzi ragionevoli, dei problemi funzionali dell'intero ecosistema in cui la specie vive e consente,

inoltre, la formulazione di ipotesi gestionali delle aree critiche (Battisti *et al.*, 2003). Le più recenti linee guida per la salvaguardia delle specie a rischio emanate dalla IUCN (*International Union for the Conservation of Nature*) indicano proprio nella tutela e nel ripristino degli ambienti preferenziali delle specie il principale e il più importante strumento di salvaguardia della biodiversità (Baillie *et al.*, 2004).

La specie d'interesse viene scelta sulla base di particolari caratteristiche ecologiche (*interesting species*, Feinsinger, 2001; *mosaic species*, Hess & King, 2002; *focal species*, Lambeck, 1997; *umbrella species*, Roberge & Angelstam, 2004; *keystone species*, Terborgh, 1976; Power *et al.*, 1996) e/o di specifiche problematiche di conservazione (*rare species*, Prendergast *et al.*, 1993; Lawler *et al.*, 2003; Battisti *et al.*, 2003; *flagship species*, Caro, 2003). Questa scelta risulta anche un utile compromesso tra le esigenze ecologiche delle specie e la gestione del territorio (Boitani *et al.*, 2002).

La Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE) sottolinea l'importanza della protezione integrata degli ecosistemi fluviali e la protezione dei corpi idrici come una delle principali sfide per l'Unione Europea nel prossimo millennio. In tale contesto, la direttiva attribuisce grande rilevanza alla gestione delle “specie che dipendono direttamente dall'ambiente acquatico”, quali quelle ai vertici delle catene alimentari, come i carnivori acquatici.

Tra i mammiferi semiacquatici a rischio di estinzione della fauna italiana vi è la lontra eurasiatica (*Lutra lutra*), un mustelide presente ormai solo in alcuni bacini idrografici dell'Italia meridionale (Bulgarini *et al.*, 1998; Loy *et al.*, 2009).

La lontra possiede molte caratteristiche che la rendono adatta a rappresentare un obiettivo primario per la conservazione della fauna italiana. La sua vulnerabilità e il suo legame con l'acqua la fanno ascrivere alle specie “indicatrici” (*indicator species*, *sensu* Landers *et al.*, 1988), la cui presenza garantisce la qualità di un ecosistema e indica cambiamenti nell'abbondanza di altre specie nella comunità (ad esempio delle comunità ittiche o delle comunità vegetali riparie) (Macdonald & Mason, 1994). Trovandosi ai vertici della catena alimentare e occupando ampie estensioni di territori, la lontra è da taluni autori considerata specie “ombrello” (*umbrella species*, Lambeck, 1997), in quanto la sua protezione favorisce automaticamente quella di altre specie nello stesso habitat (Bifulchi & Lodé, 2005). Infine, la lontra è anche una specie “bandiera” (*flagship species*, Caro, 2003; Roberge & Angelstam, 2004), ovvero una specie che può attrarre l'attenzione dell'opinione pubblica che, in tal modo, viene più facilmente sensibilizzata alle problematiche connesse con la protezione dell'ecosistema fluviale (Fracasso, 2008).

1.4.1 I SISTEMI DENDRITICI

Le reti ecologiche implementate negli ecosistemi fluviali sono molto complesse, data la natura dei reticoli fluviali, che sono sistemi dendritici (**figura 4**, DEN, *Dendritic Ecological Networks*, Forman, 1995).

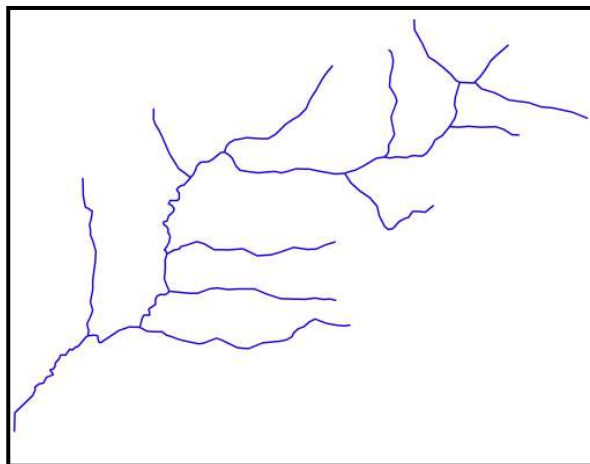


Figura 4 – Esempio di ramificazione tipica del reticolo fluviale.

Il concetto di sistema dendritico fa riferimento, in generale, ad un qualsiasi sistema in cui delle risorse critiche sono concentrate in una struttura con assetto spaziale lineare e in cui le sub-unità lineari creano un'architettura ramificata (Fagan, 2002; Grant *et al.*, 2007). Il termine “dendritico” descrive la biforcazione geometrica della struttura reticolare, che è rappresentata da aste principali e da tributari minori aventi una dimensione via via decrescente (geometria gerarchica). La struttura di un sistema articolato a questa maniera ha una forma rigida ed immutabile su scale temporali non geologiche.

La geometria gerarchica del reticolo idrografico regola e modifica l'organizzazione ecologica a diversi livelli (di individuo, popolazione e comunità), influenzando processi quali sopravvivenza, aumento ed espansione delle popolazioni (Forman, 1995; Grant *et al.*, 2007; Neville *et al.*, 2006). Inoltre, la struttura della rete è uno dei fattori che più di tutti influenzano la connettività fra habitat, che è funzione della topologia e della complessità del reticolo (Fagan 2002; Honnay *et al.*, 2001; Grant *et al.*, 2007).

La struttura reticolare origina delle peculiarità che differenziano il reticolo fluviale dal sistema lineare, quali, ad esempio, siepi o grotte (Grant *et al.*, 2007):

1. in un sistema lineare, le macchie di habitat (nodi) e le connessioni funzionali (legami) sono elementi discreti e il movimento primario si svolge all'interno di una di queste due tipologie di elementi. In un sistema dendritico, sia le macchie di habitat (nodi), sia

le connessioni funzionali (legami) fungono da habitat e il movimento primario si svolge lungo le ramificazioni;

2. nel sistema lineare, le vie di connessione sono tutte ugualmente possibili (in dipendenza dalle capacità dispersive specie-specifiche e dalla permeabilità della matrice); nel sistema dendritico, il movimento avviene lungo le ramificazioni; al di fuori di queste è possibile solo occasionalmente (in dipendenza dalla specie, dallo stadio vitale, dalla geometria specifica del reticolo considerato);
3. nel sistema lineare, il movimento attraverso la rete è funzione della distanza fra habitat e dell'uso del suolo della matrice; nel sistema dendritico, il movimento attraverso la rete è principalmente funzione della distanza tra aste e della geometria della ramificazione;
4. nel sistema lineare, la geometria delle macchie di habitat influisce sul *pattern* e sui processi ecologici; nel sistema dendritico, è la ramificazione ad influire sul *pattern* e sui processi ecologici delle rete;
5. nel sistema lineare, le macchie di habitat hanno varie forme; nel sistema dendritico, gli elementi di habitat sono lineari.

In considerazione di quanto detto, derivano due considerazioni: la geometria del reticolo può aumentare o ridurre la sopravvivenza delle metapopolazioni ed influenzare la dimensione dei frammenti di habitat in maniera molto diversa rispetto a quel che accade nei sistemi lineari (Fagan, 2002); il sistema dendritico ha un equilibrio delicato e che risente anche di disturbi che, sebbene non lo coinvolgano in maniera diretta, possono ugualmente avere ripercussioni su di esso (Fagan, 2002). Ad esempio, un piccolo evento di frammentazione dell'habitat può ridurre le potenzialità di ricolonizzazione dell'intero reticolo (Grant *et al.*, 2007).

In relazione allo spostamento, all'interno di un DEN, solo due sono le modalità possibili: lungo le aste e tra un'asta e l'altra. La prima modalità si riferisce ad uno spostamento longitudinale, interno al reticolo, la seconda ad uno spostamento laterale, al di fuori del reticolo. In generale, la distanza che intercorre fra i corsi d'acqua è responsabile del grado di isolamento genetico delle popolazioni animali; tale isolamento è indicato dal significato della locuzione "isolamento causato dalla distanza" (*isolation by distance*, Wright, 1943; Garnier *et al.*, 2004).

La lontra si muove di preferenza lungo il reticolo idrografico per le proprie attività quotidiane; tuttavia, i movimenti di spostamento fra aste di bacini diversi assumono un'importanza molto grande nel favorire l'espansione della specie verso aree inoccupate, nel mantenere il flusso genico tra popolazioni e, di conseguenza, nel garantire la sopravvivenza di popolazioni vitali (Loy *et al.*, 2009; Prigioni *et al.*, 2006c; Remonti *et al.*, 2008).

La persistenza della specie dipende da fattori quali la presenza di reticoli con fiumi che portino acqua durante tutto o gran parte dell'anno, che abbiano una buona continuità di habitat idonei alla lontra, che abbiano un numero discreto di tributari che intersecano il corso d'acqua principale e che la grandezza di queste aste fluviali sia tale da sostenere un flusso non intermittente e degli habitat ripari sviluppati.

Come affermato di recente da Csermely, (2004) la presenza di connessioni interne ad un sistema reticolare (*strong links*) e di connessioni fra reticoli adiacenti (*weak links*) si riflette in una stabilità del sistema che più volte viene definita dall'autore "sorprendente". Nello specifico, le connessioni interne (i fattori che consentono la persistenza della specie) conferirebbero robustezza al sistema, mentre quelle esterne sarebbero essenziali per la sua stabilizzazione (Csermely, 2004). Nel caso di specie legate ai fiumi ma che possono spostarsi a terra durante il processo di dispersione, quale la lontra eurasiatica, le connessioni esterne sono rappresentate dai corridoi di spostamento, che permettono il passaggio degli individui in dispersione da un bacino idrografico all'altro (Van Langevelde *et al.*, 1998).

La dispersione, è un processo ecologico di importanza vitale nel ridurre gli effetti negativi della stocasticità genetica, demografica e ambientale sulla vitalità delle popolazioni e nel consentire la riesplorazione di popolazioni che hanno subito un restringimento del loro areale (Ims & Yoccoz 1997; Wiens, 1997; Ricketts, 2001; Kindlmann *et al.*, 2005; Driezen *et al.*, 2007).

Durante le fasi di dispersione, e in particolare durante il processo di colonizzazione di nuovi bacini idrografici, gli animali devono superare gli spartiacque e ciò comporta la necessità di muoversi al di fuori dell'acqua e di attraversare la porzione di territorio che divide le aste fluviali di due bacini idrografici confinanti.

Per quanto detto, un'analisi della connettività mirata alla definizione delle potenzialità di espansione in bacini limitrofi deve essere distinta da un'analisi della connettività mirata all'individuazione delle potenzialità di espansione all'interno di un bacino idrografico.

La connettività fra aste fluviali idonee prende il nome di "connettività laterale" e permette di valutare la potenzialità di colonizzazione di nuovi bacini e di flusso genico tra bacini già occupati (Capitolo 2). La connettività laterale si differenzia dalla "connettività longitudinale", che indica la possibilità di spostamento interna ad un bacino (Ward *et al.*, 2002a).

1.5 LA LONTRA (*LUTRA LUTRA*)



Figura 5 – *Lutra Lutra*

La lontra eurasiatica (*Lutra lutra*) è specie strettamente legata agli ambienti acquatici, dalle acque dolci alle acque salmastre e salate, al cui interno svolge la sua attività di caccia e lungo le cui sponde e rive trova riparo e alleva i cuccioli (**Figura 5**). Nonostante la grande adattabilità ad una notevole varietà di ambienti acquatici, le popolazioni italiane di questa specie sono strettamente legate agli ambienti di acqua dolce, e si trovano pertanto confinate nei fiumi e nei laghi (Prigioni *et al.*, 1989).

La morfologia, l'anatomia e la fisiologia riflettono il suo adattamento all'ambiente acquatico, come pure la sua dieta. La lontra si nutre principalmente di Pesci, ma anche di Anfibi, Rettili, Uccelli, piccoli Mammiferi, Crostacei - soprattutto granchi e gamberi - e altri macroinvertebrati (Chanin, 2003; Reggiani & Loy, 2006). Le popolazioni che vivono lungo i fiumi e i laghi tendono ad essere costituite da individui solitari, fatta eccezione per il rapporti di coppia durante il periodo degli accoppiamenti e le interazioni all'interno di gruppi familiari tra la madre e i cuccioli.

Dagli studi effettuati in Europa settentrionale, emerge che le lontre occupano areali (*home range*) le cui caratteristiche variano in funzione del sesso, della tipologia degli ecosistemi e della disponibilità alimentare (Erlinge, 1967; Green *et al.*, 1984; Green & Green, 1985).

Le estensioni medie delle aree utilizzate lungo i fiumi (*home range*) sono molto variabili e in letteratura vengono riportati valori medi variabili in dipendenza dal paese in cui è stato condotto lo studio (Green *et al.*, 1984; Jefferies *et al.*, 1986; Kruuk, 1995; Sjöåsen, 1997; O' Néill & Rochford, 2007; Polednik, 2005; Saavedra, 2002). In Italia, il valore medio dell'*home*

range è risultato di 28 km, considerando sia i maschi che le femmine (Di Marzio, 2004; Fusillo *et al.*, 2004; Quaglietta, 2007).

Le distanze medie giornaliere percorse sono generalmente comprese tra 5 e 10 km per i maschi, 2 e 5 km per le femmine (Mason & Macdonald, 1986a; Green *et al.*, 1984; Durbin, 1998), ma un maschio adulto può percorrere, in una notte, oltre 16 km. In Italia, il valore medio degli spostamenti giornalieri è risultato in media di 10 km per i maschi e di 6 km per le femmine (Di Marzio, 2004).

Le modalità di spostamento all'interno dell'*home range* fanno riferimento agli spostamenti veri e propri (*travelling, movements*) e ai movimenti legati alla ricerca del cibo (*foraging movements*). Gli spostamenti sono di solito strettamente lineari e prevedono rapidi attraversamenti anche di habitat produttivi dal punto di vista trofico senza che l'animale si fermi ad alimentarsi; i movimenti legati all'alimentazione prevedono invece la sistematica esplorazione di piccole sezioni dell'habitat, con movimenti di ricerca spesso a zigzag che portano le lontre a percorrere più volte anche lo stesso tratto di fiume (Erlinge, 1967).

Le attività quotidiane della lontra si esplicano lungo e dentro i fiumi, da cui si allontana durante il periodo della dispersione (Kruuk, 2006). Un aspetto poco noto dell'ecologia della lontra sono i tempi e le modalità della dispersione, fattori importanti nella valutazione della capacità di colonizzazione di nuove aree e bacini. La dispersione dei giovani avviene all'incirca tra il decimo ed il sedicesimo mese di vita (Mason & Macdonald, 1986a; Kruuk, 1995). Alcune evidenze suggeriscono che le lontre utilizzino percorsi che minimizzano le distanze percorse lontano dall'acqua (Jefferies, 1989).

La presenza di aree di spostamento che permettano la dispersione della specie e di aree idonee a garantirne le attività quotidiane assicurano la sopravvivenza della lontra in Italia e la sua riesplorazione. L'insieme di queste aree costituisce la rete ecologica per la specie (D'Alessandro *et al.*, 2009 – Capitolo 2; Loy *et al.*, 2009 – Capitolo 2).

1.5.1 LA DISTRIBUZIONE DELLA LONTRA NEL PASSATO E NEL PRESENTE IN ITALIA

In Italia la lontra era diffusa nei corsi d'acqua dell'intera penisola fino agli inizi del '900, ma a partire dagli anni '40 la distribuzione e la consistenza delle popolazioni si sono progressivamente ridotte, Cagnolaro *et al.*, 1975), fino a scomparire da tutte le regioni dell'Italia centrale e settentrionale negli anni '90 (Macdonald & Mason, 1983) (**Figura 6**).

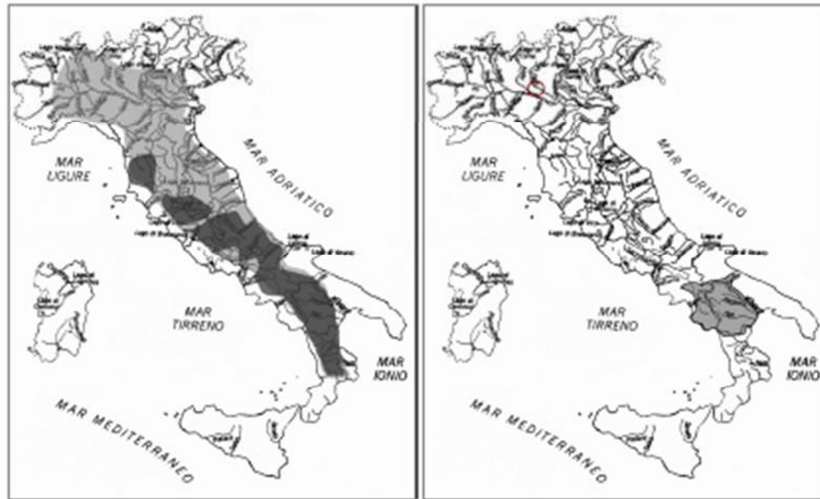


Figura 6 - Modificazioni dell'areale della lontra in Italia. A sinistra, in grigio chiaro, la situazione nel 1975 (Cagnolaro *et al.*, 1975); in grigio scuro la distribuzione negli anni '80 (Macdonald & Mason, 1982; Cassola *et al.*, 1986). A destra, la distribuzione negli anni '90.

Il declino si è acuito tra gli anni '60 e '80, coinvolgendo l'intera Europa, e fu causato principalmente dall'inquinamento delle acque e dalla persecuzione diretta, ma anche dalla riduzione delle risorse trofiche e dall'alterazione degli habitat ripariali (Macdonald & Mason, 1994; Conroy & Chantin, 2000).

In Italia, i censimenti effettuati negli anni '80 documentavano la presenza di nuclei più consistenti in Campania e Basilicata e Toscana, e di segnalazioni sparse nel Lazio, Puglia, Calabria, Abruzzo e Molise, con una stima di un totale di 100-130 individui (Macdonald & Mason, 1982; Cassola, 1986; Fumagalli & Prigioni, 1993).

La regolamentazione degli inquinanti introdotta negli anni '80 (Pacyna & Pacyna, 2001) e l'adozione di misure di tutela legale hanno portato ad una progressiva ripresa della lontra in Italia (Bonesi, *et al.*, 2006; Kranz, 2000; Roos *et al.*, 2001; Mason & Macdonald, 2004; De Castro & Loy, 2007; Prigioni *et al.*, 2006a, 2007; Panzacchi *et al.*, 2009). Nonostante ciò, la situazione in Italia, particolarmente critica, ha portato nel 1998 a considerare la specie a rischio critico (CR - *Critically Endangered*, Bulgarini *et al.*, 1998).

Negli ultimi decenni abbiamo assistito alla scomparsa dei nuclei che ancora sopravvivevano in Emilia Romagna, Toscana, Alto Lazio e Abruzzo (Reggiani *et al.*, 2001c; Mattei *et al.*, 2005; Prigioni *et al.*, 2005).

La lontra risulta oggi presente lungo 19 bacini idrografici principali (Prigioni *et al.*, 2006a), compresi in due porzioni disgiunte dell'areale: una porzione più consistente nelle regioni Basilicata, Campania, Puglia e Calabria, e un nucleo isolato in qualche bacino fluviale delle regioni Molise e Abruzzo (Prigioni *et al.*, 2006b, 2007; Reggiani & Loy, 2006; Fusillo *et al.*, 2007; Loy *et al.*, 2002) (**Figura 7**).

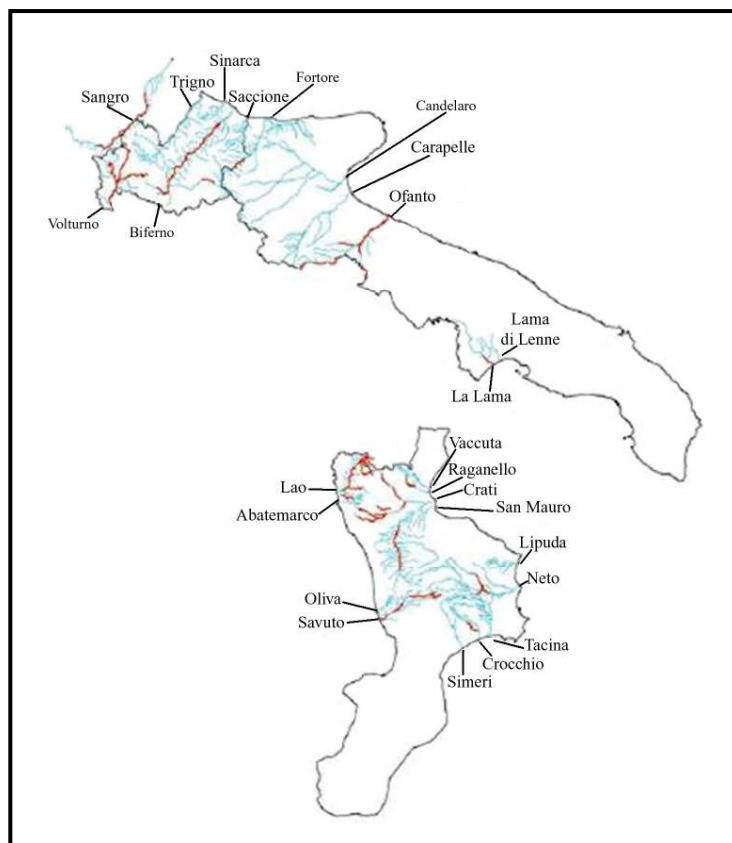


Figura 7 Tratti di presenza accertata della lontra in Italia meridionale, sovrapposti alle aree buffer del reticolo idrografico in scala 1:250.000 (fonte APAT). L'estensione totale delle aste in cui risulta accertata la presenza della lontra è di 783 km di reticolo fluviale, di cui 313 in Molise, 117 in Puglia e 353 in Calabria. Tale estensione rappresenta una stima molto conservativa. L'area realisticamente occupata dalla specie è probabilmente maggiore: andrebbero infatti inclusi anche le aste che separano due tratti di presenza della specie per distanze inferiori ai dieci chilometri. Inoltre, il calcolo non tiene conto delle aree in cui la presenza della specie non è stata indagata, ed esclude quindi anche molti affluenti delle aste in cui la specie è presente. Ciononostante, può essere considerato un valore minimo sul quale valutare, in prima istanza, la consistenza dei nuclei di lontre che occupano la porzione più periferica dell'areale. Prigioni ha stimato una lunghezza totale di 3313 km di reticolo fluviale occupato dalla lontra nel suo areale italiano (Prigioni *et al.*, 2006).

La popolazione del nucleo meridionale sembra godere di un buono stato di salute, ed è stata rilevata una tendenza all'aumento dei siti di occupati al suo interno, con una stima recente di 229-257 individui (Prigioni, 2006b). Nuove indagini, effettuate a partire dal 2001 nella Regione Molise, hanno rivelato segnali di una graduale espansione dell'areale verso l'Abruzzo (Reggiani *et al.*, 2001c; Loy *et al.*, 2002, 2003; Fusillo *et al.*, 2003; Fusillo *et al.*, 2004; Prigioni *et al.*, 2005; Reggiani & Loy, 2006; De Castro & Loy, 2007) (**Tabella 1, Figura 8**).

La severa frammentazione dei nuclei residui della porzione settentrionale dell'areale limita la consistenza delle sottopopolazioni e ne eleva il rischio di estinzione nel breve-medio termine. In particolare, l'isolamento di queste popolazioni sottolinea l'urgenza di valutare le potenzialità di occupazione, espansione e connettività del territorio che consentano la loro sopravvivenza e il loro ricongiungimento con le popolazioni più vitali dell'Italia meridionale.

La salvaguardia della lontra ha quindi come requisito fondamentale la rimozione o, almeno, la sufficiente riduzione dei fattori che ne hanno causato il declino, o che ne minacciano attualmente lo *status* di conservazione. Essendo ormai tutelata da un punto di vista legislativo, le principali minacce alla sopravvivenza di questa specie in Italia sono legate, da una parte, alla degradazione e alla riduzione degli ambienti d'elezione della specie, rappresentati dai corsi d'acqua e dalle loro sponde, dall'altra, all'incidenza di fattori di mortalità accidentale connessa soprattutto alla presenza di strade nelle vicinanze dei corsi d'acqua, che rappresentano un incisivo fattore di mortalità (Philcox *et al.*, 1999).

L'obiettivo principale della rete ecologica per la lontra in Italia deve pertanto mirare all'ampliamento e alla riqualificazione degli habitat idonei alla specie, alla quantificazione del rischio di incidenti stradali, nonché alla promozione di quelle forme di gestione del territorio che ne favoriscano un naturale incremento numerico e l'espansione dell'areale finalizzata al ripristino della connessione tra le popolazioni (Loy, 2007).

Appare urgente e importante, quindi, valutare i fattori che possano favorire la sopravvivenza di popolazioni vitali, la loro espansione verso aree idonee attualmente inoccupate, nonché e mantenere il flusso genico tra le popolazioni.

La persistenza e l'espansione delle specie nell'areale settentrionale è infatti legata alle dimensioni e al grado di isolamento degli habitat idonei, che influenza il bilancio tra estinzioni e fondazione di nuovi nuclei attraverso la colonizzazione di aree idonee inoccupate (Wiens, 1997). Il processo è anche influenzato da parametri demografici, quali la struttura delle popolazioni, la loro distribuzione nello spazio, la dimensione e il grado di sovrapposizione dei territori, e i meccanismi e le modalità della dispersione.

Tabella 1 - Estensione lineare dei tratti di presenza della lontra nei bacini compresi nell'area di studio, e corrispondente numero di individui stimato considerando i valori 0,18-0,2 ind/km indicato da Prigioni *et al.* (2006b). I valori sono approssimati rispettivamente al chilometro e all'individuo (Da Loy *et al.*, 2008).

Regione	Bacino	Lunghezza (km)	N° minimo individui stimato
Molise/Abruzzo	Sangro	79	14-16
Molise	Biferno	104	18-21
Molise	Volturno	106	19-21
Molise/Puglia	Fortore	23	4-5

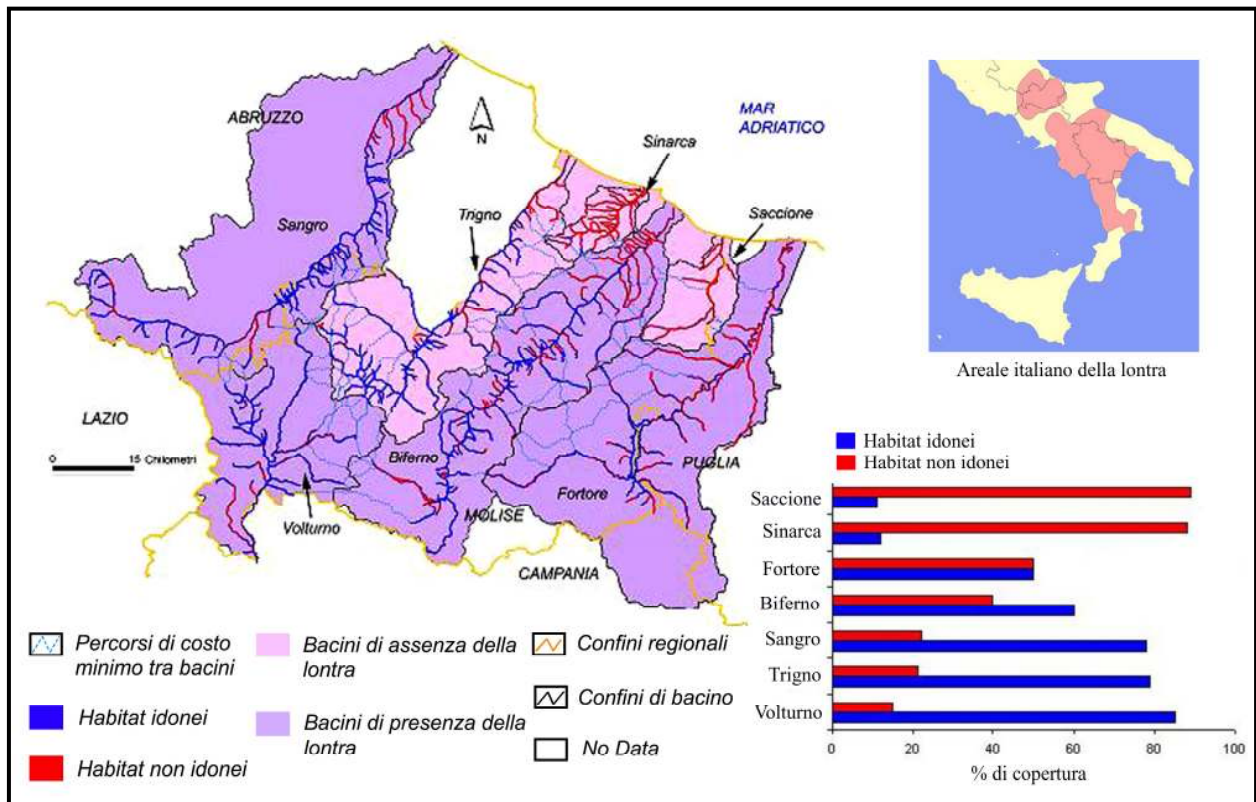


Figura 8 - Areale italiano di distribuzione settentrionale di *Lutra lutra*, area di studio e distribuzione degli habitat idonei e non idonei alla specie nei bacini dell'areale settentrionale. L'area del Sangro di recente riespansione è circoscritta da un cerchietto nero.

1.6 L'ANALISI DELLA CONNETTIVITÀ E LA PROCEDURA SVILUPPATA

A causa dell'eterogeneità degli ambienti, della risposta delle singole specie al processo di frammentazione, delle molteplici scale spazio-temporali e dei livelli diversi ecologici, l'analisi paesaggistica e con essa la quantificazione della connettività e dei suoi cambiamenti risulta un'operazione difficoltosa e di non univoca soluzione (Battisti, 2004).

In effetti, alla gran quantità di strumenti di analisi proposti non corrisponde una soddisfacente comprensione dell'efficacia di tali strumenti e della loro sensibilità ai cambiamenti spaziali, aspetto che influisce sull'interpretazione della realtà e sulle conseguenti decisioni pianificatorie (Pascual-Hortal & Saura, 2006). Va infatti considerato che coloro che sono chiamati a gestire il territorio sono interessati ai risvolti pragmatici della determinazione della connettività, piuttosto che alle metodiche di importanza concettuale (Calabrese & Fagan, 2004).

Un'affermata rassegna dei metodi usati nella definizione della connettività è contenuta nel lavoro di Calabrese e Fagan (2004), nella quale i principali modi per la valutazione della connettività vengono confrontati e messi in relazione alla componente della connettività considerata (strutturale o funzionale), alla mole di dati di base richiesti per l'analisi, alla qualità del dato prodotto e al problema della dipendenza dalla scala. Nonostante vada sempre ottenuto

un compromesso tra il contenuto di informazione e la mole di dati disponibile e necessaria all'analisi, metodiche diverse producono tipi di informazione diversi, pertanto è preferibile l'utilizzo dell'una o dell'altra metodica a seconda del dato di partenza (tipo e qualità), dell'aspetto della connettività che si vuole sottolineare nel paesaggio esaminato e degli scopi che ci si prefigge di raggiungere (Fagan & Calabrese, 2006).

Lo sviluppo di modelli spazialmente espliciti di distribuzione e dispersione rappresenta un ponte essenziale tra l'ecologia del paesaggio e la biologia della conservazione, pertanto sono posti alla base di molte strategie politiche di conservazione a livello europeo e globale degli ultimi decenni (Pullin *et al.*, 2004). Questi modelli forniscono uno strumento fondamentale per gli ecologi e i biologi della conservazione, soprattutto nel contesto degli obiettivi globali del 2010 posti dalla CBD (Convenzione sulla Biodiversità, Glowka *et al.*, 1994) e dalle diverse direttive adottate negli ultimi venti anni, in particolare per la fauna rara e minacciata (SEBI; Strategia globale per la biodiversità, 1992; Direttiva Habitat, 1992; Strategia Pan-Europea per la Conservazione della Diversità Biologica e del Paesaggio, 1995; Strategia della comunità Europea per la tutela della biodiversità, 1998).

Modelli spazialmente espliciti delle dinamiche delle popolazioni selvatiche negli ecosistemi complessi devono includere informazioni sull'estensione e sulla dinamica temporale degli habitat preferenziali delle specie, sui processi demografici all'interno degli habitat, nonché sui processi di dispersione tra gli habitat (Pulliam *et al.*, 1992).

Lo spostamento delle specie animali è un tema ancora non pienamente conosciuto (Marsh & Jones, 1988; Turchin, 1998; Van Vuren, 1998) e questa difficoltà si riflette in una innegabile penuria di modelli utili all'analisi delle relazioni esistenti fra organismi in movimento ed habitat (Tracey, 2006).

Nel presente lavoro di ricerca, il processo di dispersione della lontra fra habitat idonei è stato modellizzato mediante l'applicazione della teoria dei grafi al paesaggio (Keitt *et al.* 1997; Bunn *et al.*, 2000; Urban & Keitt, 2001; Pascual-Hortal & Saura, 2006; Saura & Pascual-Hortal, 2007).

1.6.1 LA PROCEDURA

La teoria dei grafi (Harary, 1969) si presta naturalmente all'analisi multiscalare e permette l'integrazione fra i risultati derivanti dall'analisi della connettività effettuata a scala di habitat con quelli prodotti dall'analisi della la connettività determinata a scala di paesaggio (Keitt *et al.* 1997; Urban and Keitt 2001).

In generale, i grafi (**Figura 9**) forniscono un quadro ragionevolmente dettagliato della connettività funzionale e, nonostante richiedano una mole di dati di partenza relativamente

modesta, consentono l'individuazione di soglie di connettività paesaggistica, fattore questo indispensabile per l'implementazione di uno strumento utilizzabile anche dai gestori del territorio (Calabrese & Fagan, 2004; Keitt *et al.* 1997).

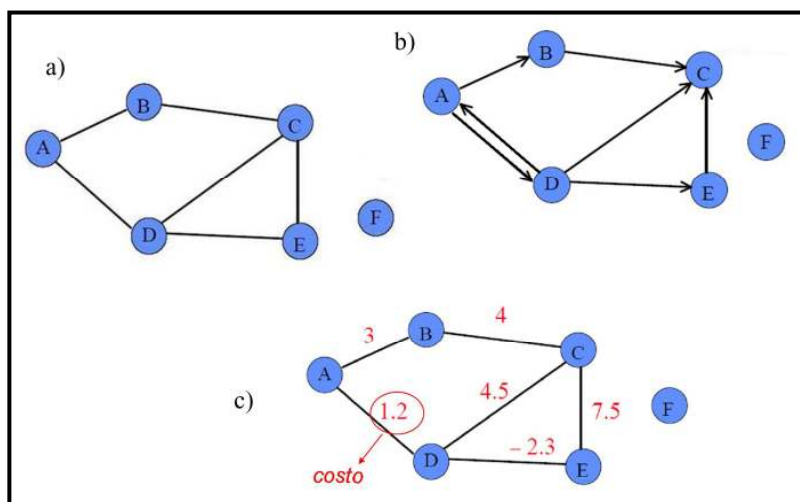


Figura 9 – Un grafo è una rete composta da nodi (o vertici) e legami (o archi) che collegano i nodi secondo regole prestabilite che ne definiscono le connessioni. Il grafo G è definito dall'espressione: $G = (V, L)$; $V = \{A; B; C; D; E; F\}$ e $L = \{AB; AD; BC; CD; CE; DE\}$ (Newman, 2003). Nella figura sono mostrati tre tipologie di grafo: a) grafo non diretto; b) grafo diretto (o digrafo); c) grafo pesato sui legami.

Dal punto di vista matematico, esistono diverse tipologie di grafo con molteplici proprietà (Newman, 2003). Le caratteristiche principali che si studiano in una rete sono la centralità, che indica i nodi collegati meglio agli altri o con un'influenza maggiore, e la connettività, che dice se e come i nodi siano collegati fra loro attraverso le maglie della rete (Estrada & Bodin, 2008); è intuitivo comprendere che, quanto maggiore è il numero di legami, tanto più stabile è il grafo per un dato numero e attributi dei nodi.

Nei grafi applicati all'ecologia del paesaggio, i legami sono rappresentati dalle connessioni, che conferiscono caratteristiche di stabilità e resilienza dei sistemi ecologici e costituiscono il meccanismo attraverso il quale può verificarsi la ricolonizzazione di aree inoccupate a seguito di eventi di disturbo (Schick & Lindley, 2007).

L'applicazione dei grafi all'ecologia prevede una rappresentazione binaria del paesaggio con elementi di habitat/non habitat, in cui gli ambienti idonei alla specie sono costituiti da macchie discrete di habitat presenti in una matrice più o meno permeabile durante la fase della dispersione.

Nonostante vi sia un crescente riconoscimento dell'importanza dei gradienti di idoneità ambientale per la specie (Burrough & Frank, 1996), nonché della necessità di individuare i corridoi sulla base di informazioni comportamentali, piuttosto che sulla base del *pattern* (Chetkiewicz *et al.*, 2006), la gran parte delle rappresentazioni del paesaggio prevede un mosaico

di habitat (vegetazione naturale autoctona) e non habitat (altre classi di uso del suolo) (Wiens, 2002).

Secondo questo approccio, la probabilità di un individuo di spostarsi da un habitat ad un altro dipende dalla distanza tra questi e dalla resistenza al movimento opposta dalla matrice territoriale che li separa.

La procedura sviluppata si basa sull'indice di connettività funzionale Probabilità di Connettività (*PC*), proposto di recente da Saura & Pascual-Hortal (2007) ed applicato agli ecosistemi forestali (**Figura 10**).

Per analizzare il grafo con l'indice *PC*, si è reso necessario individuarne i nodi e i legami.

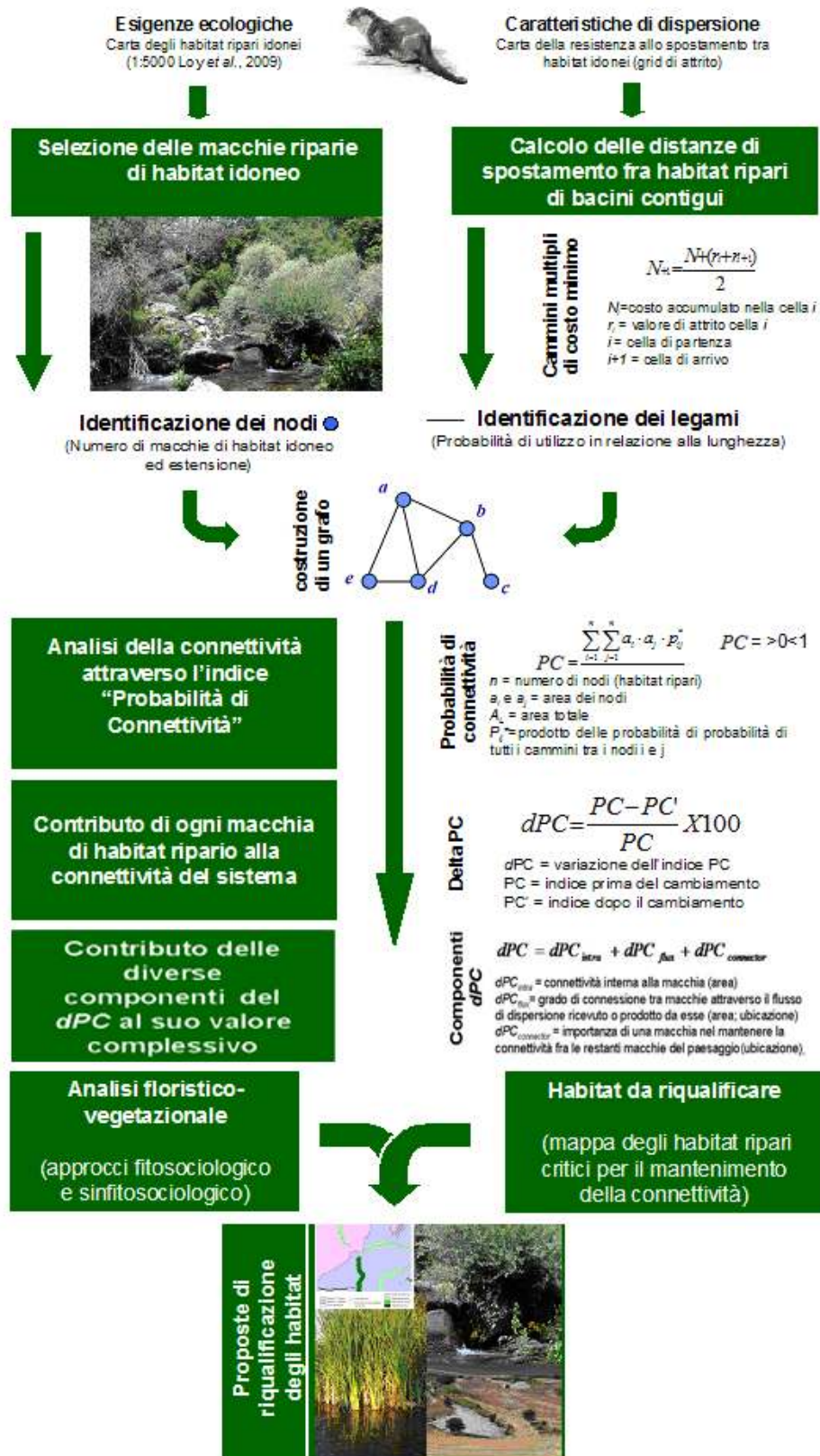


Figura 10 - Schema riassuntivo della procedura sviluppata per l'analisi dell'importanza di habitat e corridoi di spostamento nel processo di dispersione della lontra e per proporre gli interventi di riqualificazione di alcune maglie della rete ecologica.

1.6.1.a CRITERI DI DEFINIZIONE DEI NODI

I nodi sono rappresentati dalle macchie di habitat idoneo alla lontra e sono stati individuati sulla base del modello di idoneità per la specie, in scala 1: 5000, sviluppato per l'areale (Loy *et al.*, 2009). Delle macchie così selezionate solo alcune sono diventate i nodi del grafo (**Figura 11**). La scelta è stata effettuata sulla base dei seguenti criteri (*expert based approach*):

1. un nodo, per essere considerato tale, deve avere almeno 1 Ha di estensione;
2. se la distanza tra due macchie (misurata lungo il corso d'acqua) è inferiore a 1 Km, si individua un solo nodo;
3. le macchie che hanno un'estensione inferiore a 0,5 ha e che distano più di 500m da un'altra macchia idonea, non vanno considerate habitat.

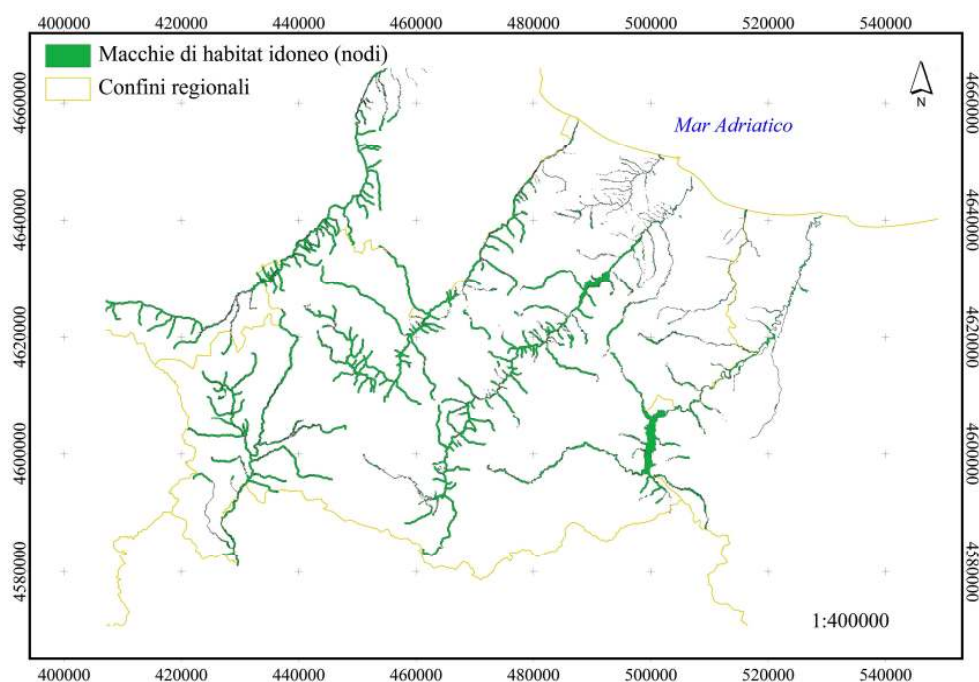


Figura 11 – Distribuzione delle macchie di habitat idoneo alla lontra nell'area di studio (dal modello di idoneità per la specie; Loy *et al.*, 2009); le macchie raffigurate hanno rappresentato i nodi del grafo.

1.6.1.b CRITERI DI DEFINIZIONE DEI LEGAMI

L'indice *PC* integra il concetto di disponibilità di habitat a scala di paesaggio con un modello probabilistico dello spostamento della specie.

La probabilità di dispersione p_{ij} associata ai legami è la probabilità che vi sia movimento tra le macchie i e j e questo movimento consiste in uno spostamento diretto fra le due macchie di habitat che non coinvolge altre macchie interposte. La probabilità di spostamento può essere calcolata in diversi modi a seconda dei dati disponibili in partenza e degli obiettivi dell'analisi. Uno dei modi più diffusi di calcolare p_{ij} , adottato anche nel presente studio, consiste

nell'approssimare la probabilità di spostamento ad una funzione esponenziale negativa della distanza, in cui $p_{ij} = 0$ per macchie non connesse e $p_{ij} = 1$ per macchie completamente connesse (ogni macchia può essere raggiunta a partire da se stessa, Saura & Pascual-Hortal, 2007):

$$p_{ij} = e^{-k \cdot d_{ij}}$$

dove p_{ij} = probabilità di dispersione diretta tra i nodi i e j ; d_{ij} = distanza fra i nodi i e j ; k = costante che, definita per una probabilità (p_{ij}) pari a 0.5 attribuita alla distanza (d_{ij}) di 5000 metri, assume il valore di 0.00014. La probabilità di dispersione della lontra è associata alla distanza soglia di 5000m che considera uno spostamento medio a terra (Philcox *et al.*, 1999); ad esso è stata associata una probabilità media pari a 0.5.

La distanza viene quantificata in termini di cammini multipli di costo minimo (Theobald, 2006), anche definita distanza effettiva, e considera la capacità di movimento della specie nell'attraversare le differenti classi di uso del suolo e le barriere della matrice territoriale. Il cammino di costo minimo è una misura della distanza geografica tra macchie di habitat modificata con il *costo* che la specie deve sostenere per muoversi tra esse (Adriaensen *et al.*, 2003); per cammini multipli di costo minimo si fa riferimento a tutti i possibili percorsi di minimo costo lungo i quali la specie può muoversi, considerando in maniera realistica l'evidenza di una molteplicità di percorsi attraversabili, piuttosto che la presenza di un unico percorso possibile a costo minimo. Ciascun cammino considera, in maniera realistica, il movimento anisotropico degli individui in un ambiente eterogeneo (Adriaensen *et al.*, 2003; Ray, 2005).

All'aumentare della distanza tra le macchie di habitat, ovvero quando aumenta la frammentazione nel paesaggio, diminuisce il grado di connettività fra esse.

Come in altre applicazioni sul calcolo della connettività funzionale, la probabilità di dispersione è considerata simmetrica (esiste la stessa probabilità di spostamento fra le macchie ij e le macchie ji), sebbene in questo modello possano essere implementate probabilità asimmetriche (Saura & Pascual-Hortal, 2007).

I cammini di dispersione alternativi sono particolarmente importanti nel valutare la connettività, in particolare in ecosistemi quali i fiumi, in cui il reticolo fluviale forza l'organismo a disperdersi lungo percorsi che non possono essere adeguatamente descritti dalla distanza euclidea (Dunham & Rieman, 1999; Fagan 2002).

1.6.1.b1 Costruzione del grid di attrito e calcolo dei cammini di costo minimo

La definizione dei legami del grafo coinvolge due passaggi GIS:

1. creazione del grid di attrito;
2. calcolo dei cammini multipli di costo minimo sulla base del grid.

1. creazione del grid di attrito

Il paesaggio mostra una diversa resistenza allo spostamento da una macchia di habitat idoneo lungo un fiume a un'altra macchia idonea sita lungo un fiume attiguo, a causa dei differenti elementi del mosaico da attraversare. Questo concetto può essere rappresentato sotto forma di un'immagine territoriale chiamata "grid di attrito".

Il grid di attrito è una rappresentazione raster del territorio nella quale ogni cella contiene un valore di attrito, derivato dalle caratteristiche del mosaico, che indica la difficoltà al passaggio della lontra attraverso il mosaico territoriale (**Figura 12**). Esso è il risultato della sovrapposizione logica non gerarchica, in ambiente GIS, di sei variabili: altitudine, pendenza (DEM con passo 20 m), reticolo stradale, reticolo fluviale (1:250000), Corine Land Cover III livello (scala 1:100000), densità abitativa (dati ISTAT, 2005). Queste variabili rappresentano i più importanti fattori ecologici che influiscono sulla dispersione della lontra.

Ciascuna variabile è stata trasformata in uno strato GIS e ogni strato è stato modificato secondo la resistenza che offre allo spostamento della lontra mediante una rasterizzazione in celle di 20x20m (**Tabella 2**). Gli strati sono stati sommati a due a due e sono stati di volta in volta riclassificati sulla base del costo maggiore. Gli strati riclassificati sono stati sommati mediante un *majority filter* (scegliendo per ciascuna cella il valore di resistenza maggiore). Per l'acqua è stato usato un *minority filter*.

Nel lavoro, l'attrito del mosaico è stato calcolato in unità di costo e in unità metriche.

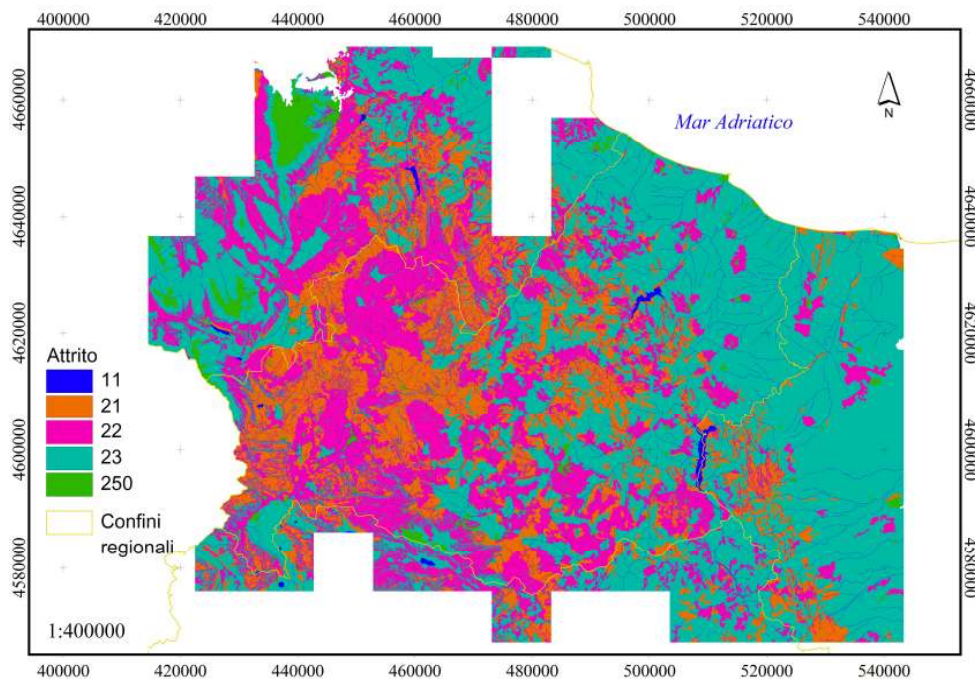


Figura 12 – Grid di attrito costruito per l'area di studio.

Tabella 2 – Costo di spostamento a terra della lontra relativo a ciascuna variabile considerata. Tutti i valori del costo sono stati espressi mediante numeri interi $> 0 = 1$. Il valore 1, il più basso, è stato attribuito ai fiumi e ai corpi d'acqua, il costo più elevato alle superfici artificiali. In tal modo, un'area con molte aste fluviali presenta un costo di spostamento basso e un'elevata permeabilità, mentre un edificato urbano o un'altra area artificiale ha un costo alto e una bassa permeabilità. Alla stessa maniera, una formazione rocciosa acclive o con un'altitudine elevata presenta un costo alto e una bassa permeabilità.

Costo	Reticolo fluviale	CLC	Alt	Pend.	Dens. ab.	Reticolo stradale
No data (barriera invalicabile)		111, 121, 123, 124, 133, 332, 335	> 2000 m	> 45°		Autostrade
1	1	-		-		
2	-	311, 312, 313, 321, 322, 323, 324, 411, 412, 421, 422, 423, 511, 512, 521, 522, 523	0-1000	0-20°	0-150	Ferrovie
3	-	141, 213, 223, 243, 244, 331, 333,	1000-1500	21°-30°	151-7000	Strade comunali
4	-	112, 131, 132, 142, 211, 212, 221, 222, 231, 241, 242, 334,	1500-2000	31°-45°	7001-13.000	Strade Statali, Strade Provinciali

E' stato quindi ottenuto un modello del territorio in cui si individuano le aree che, con probabilità maggiore, favoriscono la dispersione della lontra fra bacini e le aree che offrono resistenza allo spostamento della specie.

2. calcolo dei cammini multipli di costo minimo sulla base del grid.

I cammini di costo minimo (Adriaensen *et al.*, 2003) sono stati calcolati come la somma più bassa dei valori di tutte le celle da attraversare per collegare due macchie di habitat. L'algoritmo utilizzato (estensione PathMatrix per ArcView 3.x; Ray, 2005) calcola il valore di costo in ogni cella e in quelle poste in direzione verticale, orizzontale e diagonale rispetto alla cella di partenza e costruisce il percorso considerando la somma più bassa dei valori di tutte le celle (**Figura 13**).

Il calcolo ha dunque restituito la "distanza effettiva" fra due macchie di habitat che appartengono a bacini contigui, ossia la distanza geografica modificata con il costo che la lontra deve sostenere nel muoversi tra bacini contigui (Adriaensen *et al.*, 2003).

La distanza così espressa include sia gli aspetti strutturali del mosaico, sia gli aspetti comportamentali della specie.

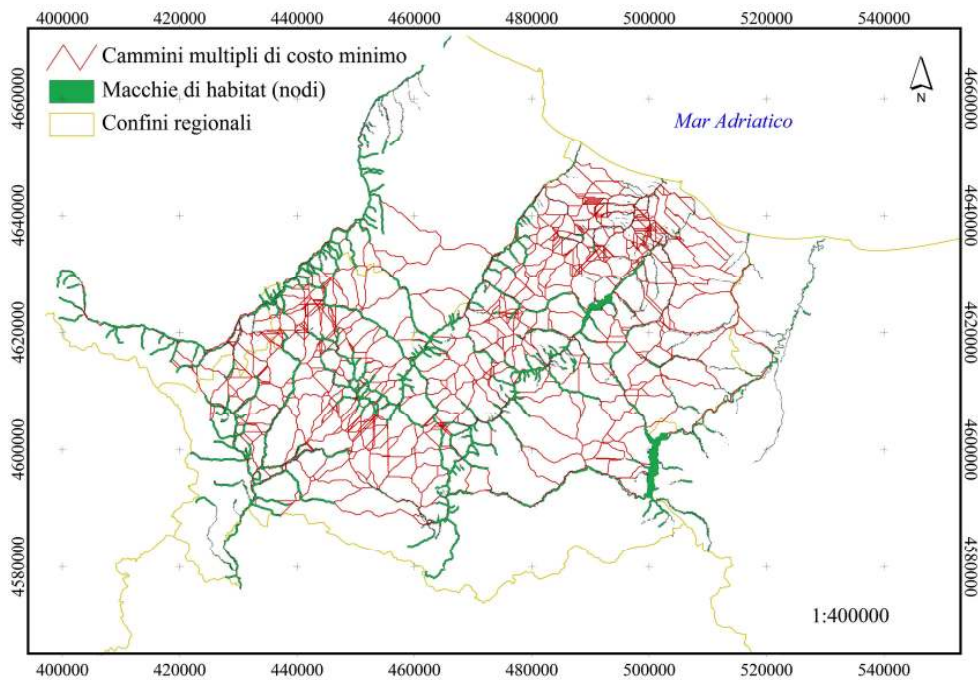


Figura 13 – Cammini multipli di costo minimo individuati nell’area di studio.

1.6.1.c ANALISI DELLA STRUTTURA DEL GRAFO: PC E CONNETTIVITÀ LATERALE

Poiché ogni macchia di habitat differisce dalle altre avendo una sua propria estensione, ogni cammino di costo minimo differisce dagli altri sulla base della probabilità di essere percorso dalla lontra, il grafo costruito è pesato sui nodi e sui legami. La sua struttura è stata analizzata mediante l’indice *PC*.

Dato un insieme di macchie idonee n e un insieme di connessioni fra esse p_{ij} , *PC* esprime la probabilità che due animali, rilasciati a caso in un paesaggio, ricadano in macchie raggiungibili l’un l’altra:

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i \cdot a_j \cdot p_{ij}^*}{A_L^2}$$

dove n = numero totale nodi (macchie idonee); a_i e a_j = attributo dei nodi (area); A_L = area totale; P_{ij}^* = massimo prodotto di probabilità di tutti i cammini tra i nodi i e j .

L’indice *PC* risponde alla domanda: “Con quale probabilità si produce la dispersione tra i bacini dell’areale settentrionale? Con quale probabilità si produce la dispersione tra le macchie di

habitat idoneo alla lontra appartenenti a bacini idrografici contigui?”. Esso varia tra 0 (nessuna connettività fra habitat) e 1 (connettività massima fra habitat).

L'indice è stato sviluppato per ovviare ad alcuni problemi posti dall'uso di altri indici di analisi della connettività. Tra i principali punti di forza di questo indice vi sono i seguenti:

- ✓ molti indici che identificano come “più connesso” un paesaggio composto da molte macchie di habitat piccole e interconnesse, piuttosto che un paesaggio composto da una maggiore quantità di habitat totale ma privo di una rete di connessioni. Per ovviare al problema, *PC* non considera solo il numero di macchie, ma anche la quantità totale di habitat disponibile. In altri termini, una macchia come uno spazio interconnesso nel quale si può avere dispersione (concetto di disponibilità di habitat) (Pascual-Hortal & Saura, 2006; Saura & Pascual-Hortal, 2007; Saura & Rubio, 2010);
- ✓ *PC* è l'indice che, insieme all'IIC (Indice Integrato di Connettività) meglio reagisce ai cambiamenti di scala, vale a dire che è robusto riguardo al cambiamento di scala nel processo di gerarchizzazione delle macchie di habitat e delle aree di connessione;
- ✓ calcola la probabilità massima accumulata tra coppie di macchie (p^*_{ij}). La probabilità massima accumulata tra coppie di macchie p_{ij} consente di individuare i cammini migliori, ovvero quelli con la massima probabilità di essere percorsi; questi non sempre coincidono con la dispersione diretta, ma sono più realistici, poiché considerano anche le *stepping-stones* del mosaico.

Il punto debole risiede nella dipendenza del valore assoluto di *PC* dal rapporto tra l'area dell'habitat e l'area totale del paesaggio, che l'uso di questo indice nei casi in cui le macchie di habitat siano molto piccole rispetto all'area complessiva (Saura & Pascual-Hortal, 2007; Neel, 2008). Ciononostante, tuttavia i valori assoluti sono meno utili all'interpretazione della connettività rispetto ai valori relativi, che illustrano il contributo di ogni porzione di territorio alla funzione della rete (Saura & Pascual-Hortal, 2007; Neel, 2008).

Per una spiegazione dettagliata del valore assoluto dell'indice e del suo valore relativo, si legga il Capitolo 2.

1.7 L'ANALISI DEL RISCHIO STRADALE

La lontra è specie molto mobile, che può compiere spostamenti anche di notevole entità. Il traffico stradale costituisce una delle maggiori cause di mortalità delle popolazioni di lontra e la rete viaria rivela la sua pericolosità soprattutto nei tratti in cui le strade costeggiano o intersecano i corsi d'acqua (Rosoux *et al.*, 1995; Ansorge *et al.*, 1997; Cortes *et al.*, 1998; Philcox *et al.*, 1999; Chanin, 2005; Madsen, 1996).

La mortalità della lontra è proporzionale al traffico, e il 30% - 80% delle cause di morte accidentale sono imputabili al traffico veicolare (Simpson, 2000; Mason e O'Sullivan, 1992; Kruuk e Conroy, 1991; Heggeberget, 1991; Rosoux e Tournebize, 1995; Hauer *et al.*, 2002). Localmente, la mortalità dovuta ad incidenti stradali può avere un impatto notevole sulle popolazioni, in particolare per popolazioni che occupano corsi d'acqua di estensione limitata e isolati (Forman & Alexander, 1998). Questo fattore di rischio sembra assumere particolare rilevanza durante la fase di dispersione dei giovani, che avviene all'incirca tra il decimo ed il sedicesimo mese di vita (Mason & Macdonald, 1986; Kruuk, 1995).

La carta del rischio ha riguardato l'areale italiano periferico della lontra. Per la sua costruzione sono state utilizzate la cartografia del reticolo stradale e del reticolo idrografico, in scala 1:250.000, delle regioni Molise, Puglia e Calabria.

In particolare, sono state considerate tre categorie di strade: autostrade, strade comunali, statali e provinciali. Il modello è stato sviluppato in formato vettoriale. A ciascun tipo di strada è stato associato un valore crescente di rischio di mortalità per la lontra, con valori compresi tra 1 (rischio minimo) a 3 (rischio massimo) (**Tabella 3**). Per l'attribuzione del valore di rischio si è tenuto conto delle valutazioni riportate da Chanin (2005), del volume di traffico e della presenza di eventuali barriere che impediscono l'attraversamento degli animali. Tenendo conto di questi due fattori, le autostrade e le superstrade, sebbene rappresentino vie di grande scorrimento e a traffico elevato, sono state considerate a basso rischio di incidenti, in quanto raramente si trovano a intersecare effettivamente i fiumi, scorrendo sempre su viadotti ad altezze di sicurezza rispetto al rischio di attraversamento da parte delle lontre, e presentano spesso strutture atte a prevenire l'attraversamento di animali. Le strade comunali sono le infrastrutture più facilmente attraversabili da parte della lontra, snodandosi molto spesso sul piano di campagna; le strade statali e provinciali rappresentano una via intermedia fra le prime due tipologie di infrastrutture descritte.

Intorno al reticolo stradale è stato inizialmente definito un buffer di 500m, corrispondente a 250m su ciascun lato. La larghezza dei buffer è stata stabilita in base alla massima distanza da un corso d'acqua entro la quale è probabile il rischio di investimento di una lontra (Philcox *et al.*, 1999).

Alle aree buffer della rete viaria è stato attribuito il valore di rischio associato alla tipologia della strada. Nel caso di sovrapposizione di due buffer stradali il rischio è uguale alla somma dei valori di rischio delle singole strade (**Tabella 3**). Le aree a rischio si concentrano dove le strade incrociano i fiumi e dove le strade corrono parallele ai corsi idrici. La carta dei buffer delle strade con il loro rischio associato è stata quindi sovrapposta con una carta delle aste fluviali, su cui è stato creato un buffer di 300m (150m su ciascun lato), corrispondente all'area buffer

considerata nel progetto. Il valore di rischio è stato attribuito solo ai settori di sovrapposizione dei due tematismi. Tutti i tratti di strada (considerati con il loro buffer di 500m) esterni ai buffer dei fiumi risultano a rischio d'investimento nullo. Questo stesso fattore è nullo anche lungo tutti i tratti fluviali (considerati con i relativi buffer di 300m) esterni ai buffer della rete viaria.

Tabella 3- Valore di rischio di investimento associato a ciascuna tipologia di strada. Nel caso di sovrapposizione di due buffer stradali il rischio è uguale alla somma dei valori di rischio delle singole strade.

Tipologia	Grado rischio	Valore
Autostrada/Superstrada	Basso	1
Strada comunale	Medio	2
Autostrada/Superstrada + Strada comunale	Medio	2
Strada statale/Strada provinciale	Elevato	3
Strada statale/Strada provinciale + Autostrada/Superstrada	Molto elevato	4
Strada statale/Strada provinciale + Strada comunale	Estremamente elevato	5

In **Figura 14** è riportato un esempio della carta del rischio prodotta. Dalle carte del rischio così elaborate, è possibile individuare le aste fluviali nelle quali si verifica un rischio maggiore associato agli investimenti e delle aste fluviali dove questo rischio è assente. E' inoltre possibile indicare i tratti della rete viaria che rappresentano una minaccia per la specie. La carta del rischio costituisce uno strumento concreto nell'individuazione delle aree critiche e nella pianificazione di interventi di mitigazione dell'influenza della rete viaria sulla sopravvivenza della specie.

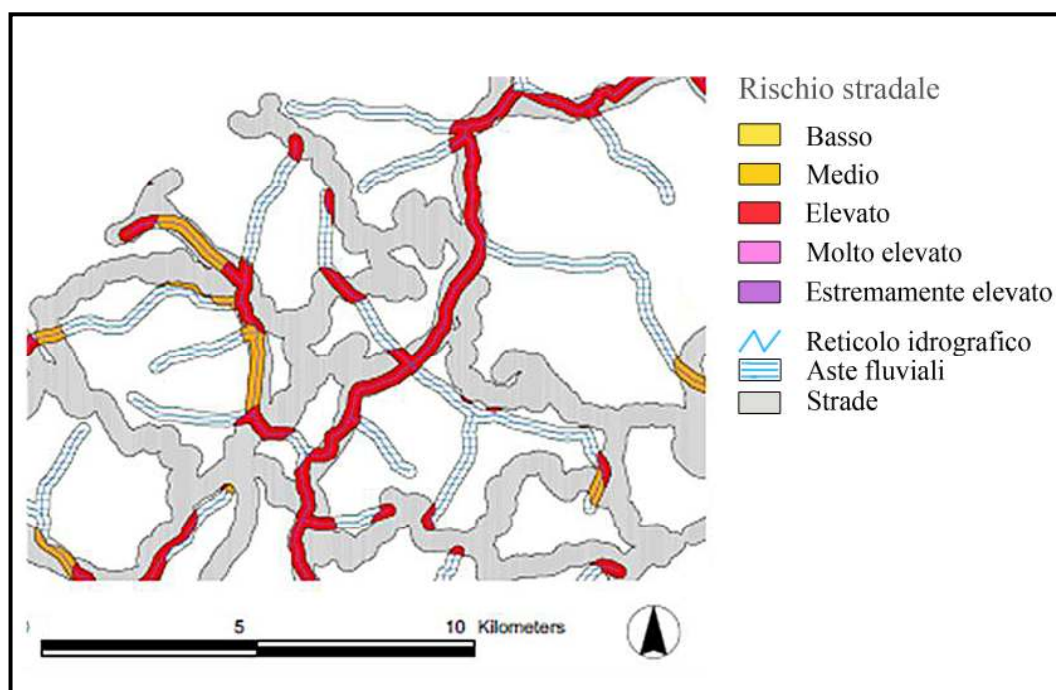


Figura 14 - Elementi utilizzati per la realizzazione della carta del rischio.

2. RISULTATI

2.1 ELENCO DEGLI ARTICOLI PUBBLICATI

(in ordine cronologico)

Folia zoologica, 58 (3), 309-326 (2009)

IF: 0.897^{II}

Otter *Lutra lutra* populations' expansion in Italy: assessing habitat suitability and connectivity for the northern nucleus.

Atti 18° Congresso Nazionale SItE (Società Italiana di Ecologia), in stampa.

Analisi della connettività tra bacini idrografici: il caso della lontra (*Lutra lutra*) in Italia.

Estimo e Territorio. Valutare e gestire l'ambiente, 4, 31-38 (2009)

Un modello di rete ecologica per la lontra in Italia.

Estimo e Territorio. Valutare e gestire l'ambiente, in stampa.

Analisi della rete ecologica e proposte di riqualificazione territoriale finalizzate a favorire il processo di riespansione naturale della lontra (*Lutra lutra*) in Italia.

^{II} Impact Factor (IF) della rivista calcolato secondo il *Journal Citation Index* dell'ISI degli ultimi cinque anni.

ARTICOLO 1

Folia zoologica, 58 (3), 309-326 (2009)

pag. 51

IF: 0.897

Otter *Lutra lutra* populations' expansion in Italy: assessing habitat suitability and connectivity for the northern nucleus.

Otter *Lutra lutra* population expansion: assessing habitat suitability and connectivity in southern Italy

Anna LOY^{1*}, Maria Laura CARRANZA¹, Carmen CIANFRANI¹, Evelina D'ALESSANDRO¹, Laura BONESI², Piera Di MARZIO¹, Michele MINOTTI¹ and Gabriella REGGIANI³

¹ Università del Molise, Contrada Fonte Lappone, I-86090 Pesche, Italy; e-mail: a.loy@unimol.it

² Università di Trieste, Via Weiss 2, I-34127 Trieste, Italy

³ Istituto di Ecologia Applicata, Via Cremona 71, I-00161 Roma, Italy

Received 26 March 2008; Accepted 15 June 2009

Abstract. The Eurasian otter is one of the most endangered mammals in Italy and its distribution is now restricted in two isolated portions in southern Italy. However, in recent times, this species has shown a tendency to expand its range, especially northwards. It is therefore important to identify suitable areas on the border of its expansion range where the species can establish and disperse, so that these areas can be targeted for conservation actions. To this aim, the distribution, quality and connectivity of habitats of seven river catchments located in the northern portion of the current otter range in Italy were assessed. Catchments included both rivers where the otter currently occurs and where it is likely to expand in the short-medium term. An expert-based Habitat Suitability (HS) model was developed and validated using otter presence-absence data based on standard field surveys. Fine scale riverbank land cover, extra-riparian coarse scale land cover, altitude, bank slope, and human disturbance were considered as the main factors in the HS model. These variables were available or newly created in the form of digital maps (layers) and the HS model was built by sequentially filtering these layers. Connectivity was assessed within and between river basins through landscape algorithms by taking into account variables that could influence otter dispersal. The results indicated that the seven rivers considered are heterogeneous both in terms of habitat suitability and in terms of connectivity. Among these, one river in particular (the river Volturno), where otters are currently present, showed one of the largest extensions of suitable habitats and the best connectivity both within the river and between the river and the neighbouring catchments, suggesting that this river could play a strategic role in the survival and expansion of otters in the surrounding areas.

Key words: potential distribution, deterministic models, dispersal, GIS

Introduction

The Eurasian otter (*Lutra lutra* L.) is a semi-aquatic carnivore that underwent a strong decline in Europe between the 1960s and the 1980s (Mason & Macdonald 1986, Mason 1989, Macdonald & Mason 1994). Several factors have been suggested to explain this decline, including the reduction of food supply, pollutants, human persecution, and the destruction of riparian vegetation (Mason & Macdonald 1986, Macdonald & Mason 1994, Conroy & Chanin 2000, Kruuk 2006). The decrease in the concentration of harmful pollutants in the environment due to more stringent regulations (Pacyna 1999) and the enactment of legal protection have allowed otter populations to gradually recover since the 1980s in several European countries (Conroy & Chanin 2000, Roos et al. 2001, Mason & Macdonald 2004, Romanovski 2006). Compared to other populations in Europe, the Italian population has recovered rather slowly,

* Corresponding author

and signs of the species expanding its range have only recently started to become apparent (Prigioni et al. 2007). Despite the fact that the IUCN Red list and the European Mammal Assessment consider the Eurasian otter as *near threatened* (Reuther & Hilton-Taylor 2004, Temple & Terry 2007, 2009, Ruiz-Olmo et al. 2008), this animal is still considered a critically endangered species in Italy (Bulgarini et al. 1998). At present, the Italian range of the otter is confined to the southern part of the Italian peninsula (Fig. 1), while originally the species was distributed all over the country (Cagnolaro et al. 1975). The residual population is relatively small (Prigioni et al. 2006a, b) and it is geographically isolated and genetically differentiated from other European populations (Randi et al. 2003). Furthermore, this population is currently separated into two isolated subpopulations (Fig. 1): the largest one located in southern Italy and the smallest one, only

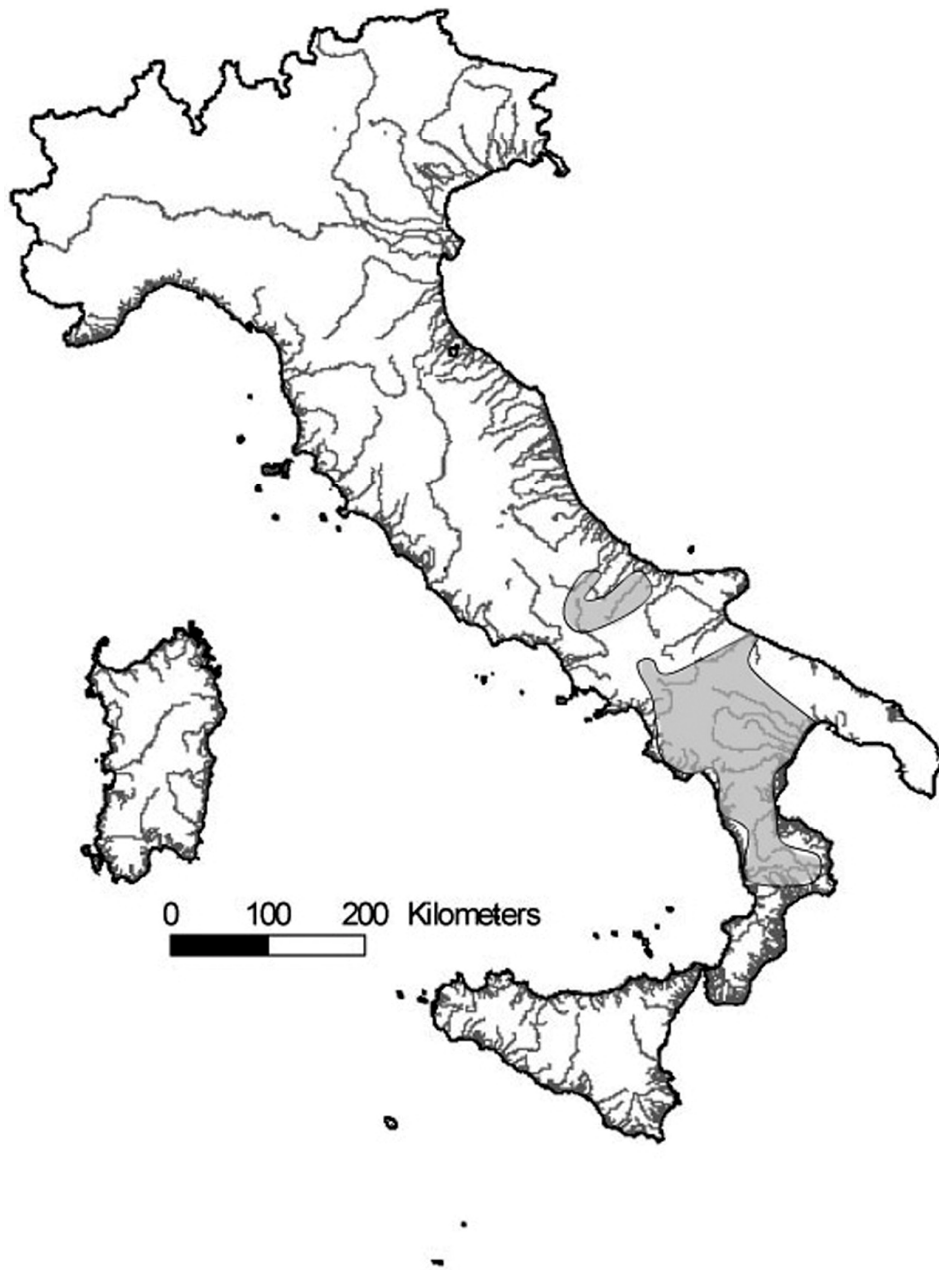


Fig. 1. Distribution range of the otter *Lutra lutra* in Italy.

recently discovered, located in south-central Italy (Loy et al. 2004, Fusillo et al. 2004, 2007, Prigioni et al. 2007).

The subpopulation of south-central Italy is currently expanding northward (De Castro & Loy 2007) while there is no indication that otters are currently colonising the gap that separates the two subpopulations. Given the small size and the current expansion trend of the south-central subpopulation, it is important to identify rivers that can potentially host otters in the area and also to identify the rivers and land areas through which the species could disperse to better target conservation actions aimed at promoting the recovery of the species.

In this study, an approach combining a fine scale Habitat Suitability (HS) model and connectivity analysis was adopted to identify areas where the otter could potentially expand in the short-medium term within and around the south-central subpopulation. The HS model was also used to identify rivers with particularly suitable habitats that could provide source populations. HS models for otters have been produced on different geographic scales (Ottino et al. 1995, Prigioni 1995, Prenda & Granado-Lorencio 1996, Antonucci 2000, Reggiani et al. 2001, Barbosa et al. 2001, Boitani et al. 2002) with a resolution which is usually greater than 1 km. However, fine scale approaches are still lacking. The fine scale approach is particularly critical for otters, as some important habitat requirements such as riparian vegetation cover may not be related to the available coarse scale environmental GIS variables usually used to build HS models.

Study Area

The study area comprised seven river catchments of south-central Italy (Sangro, Biferno, Trigno, Fortore, Saccione, Sinarca, and the upper part of the River Volturno) located mostly in the Molise region (Fig. 2). These catchments comprise both rivers where otters are currently present and neighbouring rivers where otters are likely to expand in the near future.

The total length of the water courses considered in the study was 1 943 km. A standard survey run in the years 2000-2004 (Fusillo et al. 2004, Loy et al. 2004) revealed that otter occurrence was restricted to the Biferno and upper Volturno catchments. Sporadic records of otters were also reported for the river Fortore, while otters were seemingly absent from the rivers Sangro, Trigno, Saccione, and Sinarca (Fig. 2). A more recent survey in 2006 revealed signs of otter occupation on the river Sangro, which is located in the north-western part of the study area (De Castro & Loy 2007).

Material and Methods

Habitat Suitability model development

The HS model was expert-based, rather than inferential. There were two reasons behind this choice: 1) an inferential approach applied on the peripheral areas of an expanding species' range may fail to discriminate between suitable and unsuitable areas because suitable areas may not yet be occupied (Jason et al. 2002, Clevenger et al. 2002, Ottaviani et al. 2004); 2) European otters have been thoroughly studied and many of the factors that influence their biology and ecology are well known (Mason & Macdonald 1986, Mason 1989, Beja 1992, Madsen & Prang 2001, Bonesi & Macdonald 2004, Kruuk 2006).

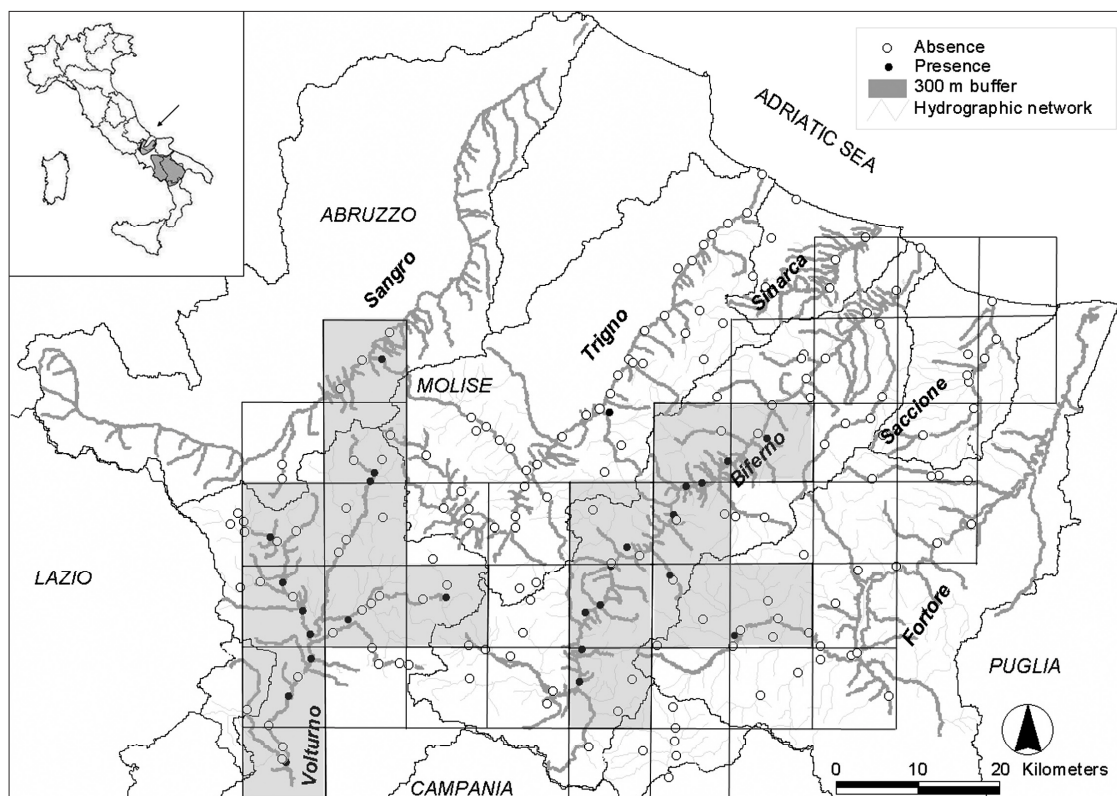


Fig. 2. Map of the study area with the seven river catchments. Only the southern tributaries of the river Trigno and Sangro were considered, as the standard survey was limited to the river basins of the Molise region (see text). The map also shows the UTM grid cells of 10x10 km used to validate the HS model. Shaded cells indicate otter presence. The white circles report negative otter sites, while the black ones report positive otter sites (Loy et al. 2004).

As availability of water represents a main ecological factor affecting otter occurrence (Beja 1992, Prenda et al. 2001, Bonesi & Macdonald 2004, Kruuk 2006) the model was developed on those river stretches that were likely to have water all year round. Main river courses and first and second order tributaries were selected from the national hydrographical network (1:250 000 map obtained from the national environmental agency, ISPRA) and included in the model. Spatial information on the distribution of the otter's resources and disturbance factors was derived from existing digital maps. However, for the "bankside fine scale land cover" variable, a specific spatial data set was developed. Each variable was inserted into a G.I.S. system as a different layer and all categories within each variable were reclassified according to their suitability for otters (Appendix and Fig. 3). More specifically, the following variables were considered:

Bankside fine scale land cover (1:5 000). Many studies have found relationships between the number of otter signs and bank side cover (Jenkins & Burrows 1980, Macdonald & Mason 1982, 1985, 1988, Bas et al. 1984, Adrian 1985, Prauser 1985, Delibes et al. 1991). As this parameter is not detectable from the usual coarser CORINE land cover maps, data were obtained by digitising land cover categories derived from aerial photos taken in 2005 and considered at a resolution of 20 m. This variable was considered on a 300 m large buffer around the water course. The categories used were those of the CORINE land cover classification scheme at the third level of detail (European Commission 1993). The procedure of assessing land

cover from aerial photos at a scale of 1:5 000 allowed us to gain a good representation of the riparian vegetation on and around the river banks. The role of riparian vegetation was then considered according to its use in providing breeding dens, enhancing the filtering of pollutants and promoting fish productivity (Jenkins & Burrows 1980, Green et al. 1984, Macdonald & Mason 1994, Rader 1997, Morrow & Fischenich 2000). The CORINE land cover categories were then re-classified accordingly (Appendix – layer 1 in Fig. 3).

Bank slope. A slope layer was derived from the Digital Elevation Model at a resolution of 20 x 20 m. Cells within the buffer area with a slope of 70° or more were considered as evidence of rock cliffs, potentially providing good sites for resting and breeding dens (Chanin 2003), and were classified as highly suitable (Appendix – layer 1 in Fig. 3).

Altitude. This variable is important because otters are rarely found above 2000 m a.s.l., probably due to the scarcity of food available at high altitudes (Ruiz-Olmo 1998, Krulik 2006). We used the 20 m resolution Digital Elevation Model to classify the area into four altitudinal ranges of decreasing suitability (Appendix), producing a new layer (layer 2 in Fig. 3).

Human density. This variable can potentially affect the presence of otters negatively (Barbosa et al. 2001, Chanin 2003) and was derived by considering the density of people in each municipality within a buffer of 1 km surrounding the river (Appendix – layer 4 in Fig. 3).

Coarse scale extra-riparian CORINE land cover (1:100 000 map, year 2000). Extra-riparian disturbance was considered within a buffer of 1 km surrounding the river. The presence of land types such as urban settlements and intensive agricultural areas were considered to have a potentially negative affect on the presence of otters (Barbosa et al. 2001, Boitani et al. 2002). Land cover maps were rasterized to 1 x 1 km grid cells and reclassified according to presence/absence of a negative effect (Appendix – layer 4 in Fig. 3).

All GIS layers described above and saved in a raster format at a resolution of 20 x 20 m were then integrated following the scheme presented in Fig. 3 to produce the final layer of habitat suitability for the otter. First of all, the bank slope layer was overlapped to the bank side fine scale land cover layer. Cells with bank slopes which were steeper than 70° were given a high suitability value (three). When a cell had a bank-slope value of three, this figure was retained irrespective of the value of the bank side fine scale land cover, to take into account the fact that when rock cliffs are present the surrounding land cover matrix may have little influence on otter presence. The resulting layer was characterized by 20 x 20 cells with HS integer values ranging between zero and three (layer 1). This layer was then combined with the altitude layer (layer 2) to produce four synthetic suitability classes ranked between zero (not suitable) and three (most suitable) through a logical overlay operation. This operation assigned a suitability class value to each 20 m cell by choosing the lowest value between those of the two input layers (1 and 2). The new layer (layer 3) so created was also made of integer numbers ranging between zero and three (Fig. 3). Human disturbance was then taken into consideration by subtracting values of 0.25 or 0.50 from this new layer if, respectively, one or both disturbance factors (human density and unfavourable land cover) were present (layer 4). If no disturbance was present, the layer retained its original value. The maximum number of final suitability classes resulting from this procedure was ten, ranging in values from zero (unsuitable) to three (high suitable) (Fig. 3) and these values were assigned to each 20 x 20 m cell within a buffer of 300 m surrounding the river.

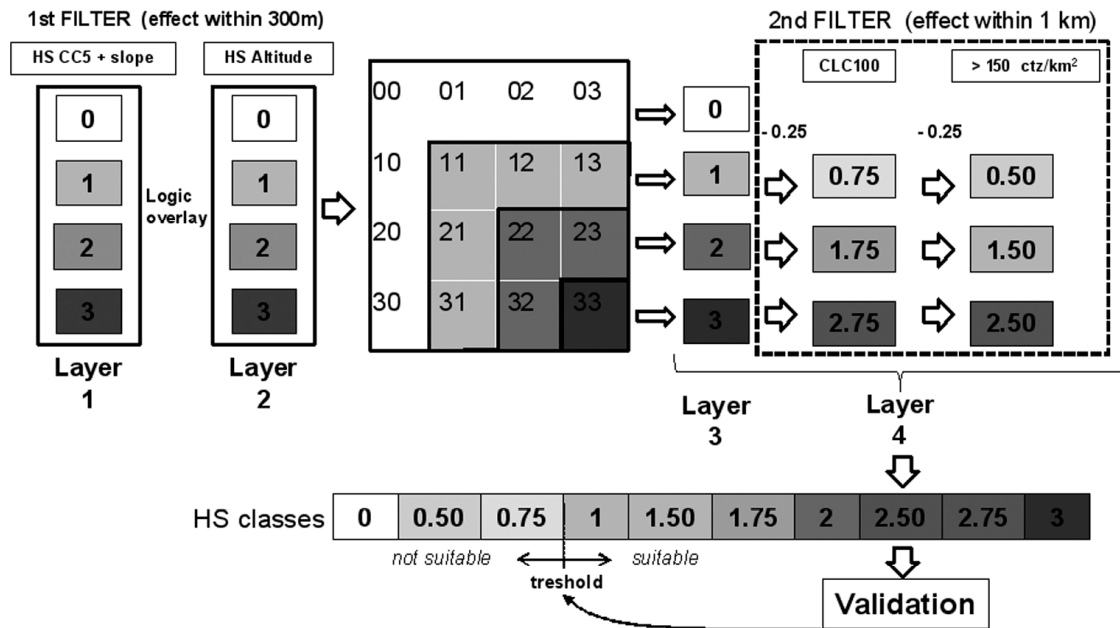


Fig. 3. Flow chart of the procedure used to create the 10 HS suitability classes. The first number in each cell of the square matrix in the middle represents layer 1, while the second number represents layer 2. The dotted square on the right represents the process of subtracting human disturbance (human density and land cover derived from the CORINE 1:100 000) from layer 3.

Habitat Suitability Model validation

Validation of the HS map resulting from the application of the model described above was performed using available data on the presence and absence of otters in the area derived from a standard otter survey (Lo y et al. 2004). Otter presence/absence was reported in UTM grid cells of 10 x 10 km, considering only the river basins of current otter occupancy, for a total 42 UTM grid cells (Fig. 2). The river Trigno was excluded from the validation analyses as it was the furthest away from areas with otter presence. Hence, it is likely that the absence of otters along this river is due to the fact the species has yet to arrive there rather than to the characteristics of the river. The UTM grid cells were classified as positive (17 out of 42) if they contained at least one positive site where otter signs (spraints or footprints) had been recorded. Both presence and absence data were considered for the validation of the model. It must be stressed that absence data obtained for this species using the standard surveys are considered to be more reliable than for other species for which absence is more likely to mean non detection (R e u t h e r et al. 2000). The percentage of the 300m buffer around the river covered by each of the ten suitability classes was computed within each UTM grid cell of 10 x 10 km. The percentage area covered by each HS class was then compared between 10 x 10 km UTM grid cells which were positive or negative for otters through a non parametric Mann–Whitney U-test.

Accuracy of the model was then tested through a sensitivity analysis for HS classes showing significant differences either for presence or absence of otter signs. Sensitivity analysis was performed by applying the ROC (Receiver Operating Characteristics) technique (F i e l d i n g & B e l l 1977, S w e t s 1998, M a n e l et al. 1999, G r e i n e r et al. 2000, O s b o r n e et al. 2001). The suitability classes that successfully passed the test were used to define a threshold between two large categories of suitable and not suitable habitats.

Connectivity analysis

Otter habitats tends to develop along linear features of the landscape, namely the hydrographical systems (Philcox et al. 1999, Kruuk 2006). Analyses examining the connectivity of the landscape along linear features such as rivers are relatively new (Bennett 1999, Wiens 2002, Schick & Lindley 2007) and pose some specific problems in that both longitudinal and lateral connectivity must be evaluated (van Langevelde et al. 1998). Longitudinal connectivity refers to otters moving within one river system, while lateral connectivity refers to dispersal movements toward neighbouring rivers, which contribute to range expansion and the maintenance of gene flow among populations living in different river basins. As river catchments can be considered as closed systems, the longitudinal connectivity can be simply evaluated through the distribution of suitable habitat patches, while the lateral connectivity must also consider the resistance (permeability) of the land matrix to dispersal by otters between catchments (Schumaker 1996, Tischenorf 2001).

Longitudinal connectivity along rivers was analysed by summarising two classical spatial pattern statistics of suitable habitat distribution (McGarigal & Marks 1995, McGarigal et al. 2002). More specifically, the extension and fragmentation of suitable patches, as identified by the HS model, within the 300 m buffer along rivers were evaluated through the number of patches (NUMPs) and the mean patch size (MPSs). These parameters were evaluated considering the mean distance covered by an otter during its daily movements in Italian river catchments, which was respectively 10 km for males and 6 km for females (Di Marzio 2004).

Lateral connectivity was assessed by evaluating the resistance of the land matrix between neighbouring catchments to otter movements, i.e. dispersal. The following layers of the land matrix were considered to be relevant in evaluating resistance to otter dispersal: slope, land cover, altitude, human density and road networks (Philcox et al. 1999, Janssens et al. 2006). The analysis was performed within the region Molise area, for which all GIS layers were available. Source of data for slope, altitude and land cover were the same as those specified for the HS model; road networks were derived from a 1:250 000 digital map of the National Environmental Agency (ISPRA). Specifically, slopes were considered to be impermeable when greater than 45° (Cortés et al. 1998, Saavedra & Sargatal 1998, Saavedra 2002, Janssens et al. 2006); altitude, CORINE land cover map at scale 1:100 000, and roads were reclassified for permeability as listed in Appendix. All the reclassified layers were then rasterized at a resolution of 20 x 20 m. The logical overlay of the considered layers allowed the identification of areas which were permeable to otter dispersal between catchments. A group of contiguous 20-meter permeable cells formed a permeable patch. The efficacy of each permeable patch was analysed considering its extension and the number of river tributaries connected within it. To this aim, we considered the whole hydrographical network at a resolution of 1:250 000 (source ISPRA), rather than only the main course and main tributaries as in the HS model.

Results

HS model results and validation

Of all the ten HS classes resulting from the HS model, only three held sufficient data for the validation analysis (Fig. 4). The Mann–Whitney U-tests revealed significant differences

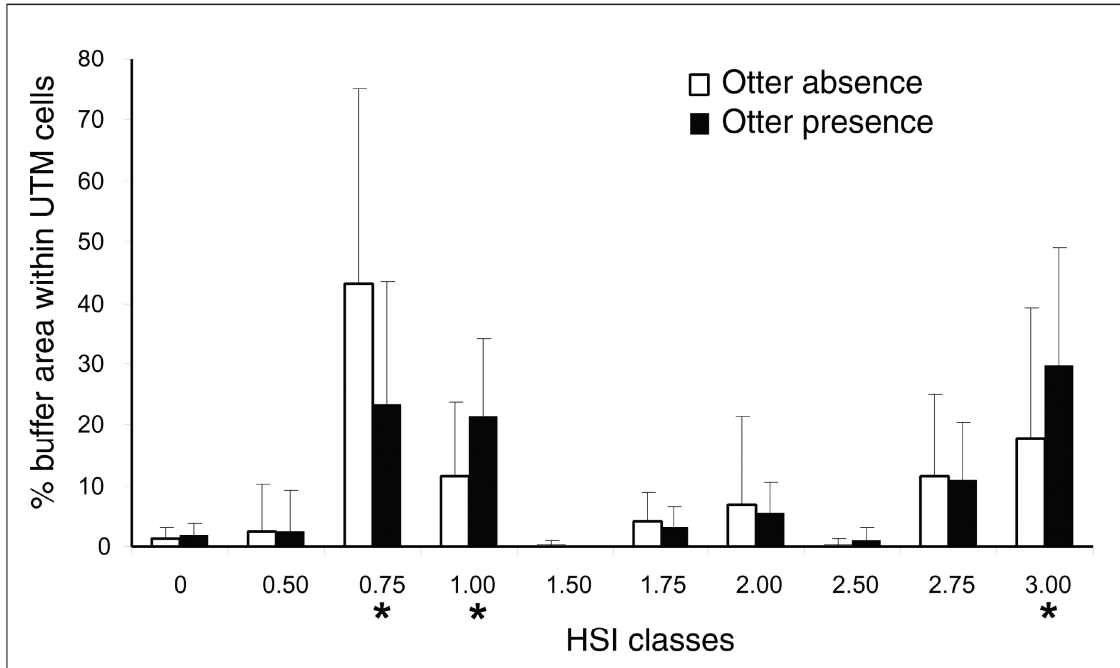


Fig. 4. Mean and SD of suitable (filled bars) and unsuitable (empty bars) areas computed for HS classes within each UTM cell shown in Fig. 2. Asterisks indicate HS classes showing significant differences between presence-absence UTM cells (Mann-Whitney U, $p < 0.05$).

between positive and negative UTM cells for the HS classes with values of 0.75, 1 and 3 ($p < 0.05$ for all pairwise comparisons). HS classes 1 and 3 were found to be significantly associated with the presence of otters, while the 0.75 class was significantly associated with their absence. No significant difference was reported for the other HS categories, which is probably due to their small sample size.

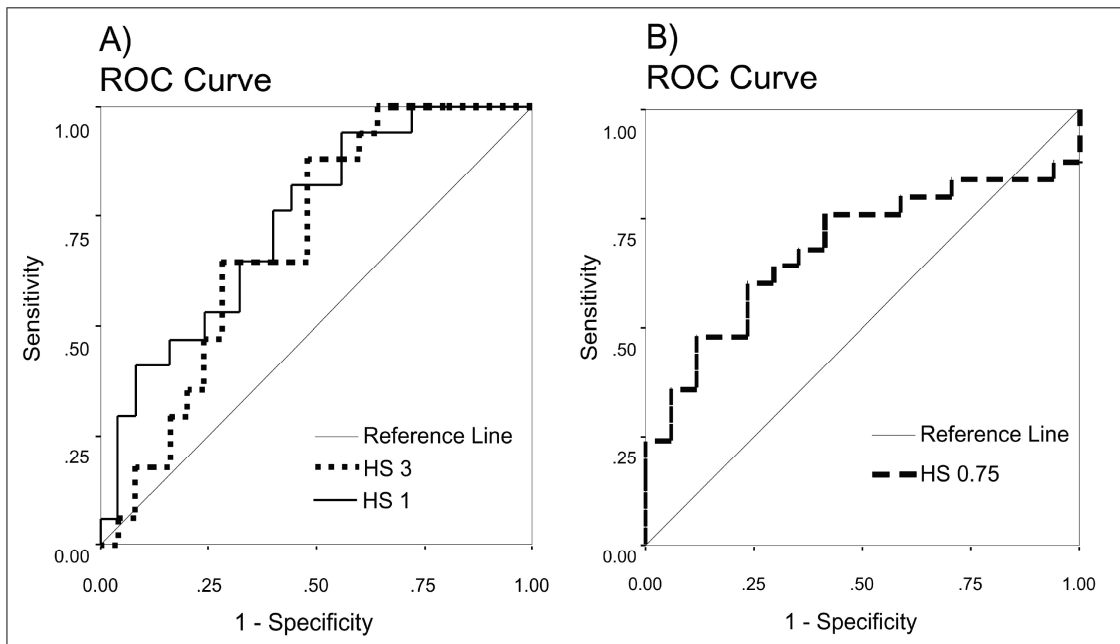


Fig. 5. A – ROC plot for the HS values 1 and 3, testing the accuracy to predict the presence of otters. B – ROC plot for the HS value 0.75, testing the accuracy to predict the absence of otters.

The three significant HS classes with values of 0.75, 1 and 3 were subjected to a sensitivity analysis using ROC curves. For HS class 1 and 3, the Area Under the ROC Curve (AUC) had, respectively, the values of 0.74 and 0.69, suggesting that they were able to discriminate the presence of otters relatively well (Fig. 5A). The ROC plot to test for the sensitivity of the HS class 0.75 was used to evaluate its ability to predict otter absence, rather than presence (Fig. 5B). Also in this case, an AUC value of 0.68 suggested a good probability of a correct prediction.

Based on the above results, we considered 0.75 as a threshold value and a new HS map was hence produced by reclassifying all 20 x 20 m cells as non-suitable or suitable, according to whether they were, respectively, above or below this HS value (Fig. 6).

The river Biferno, followed by the river Sangro, Trigno and Volturno were identified by the HS model as the ones with the highest suitability for otters (Figs. 6 and 7). Suitable areas were concentrated in the upper and medium course of the rivers, while the lower plains were generally unsuitable for otters. A small concentration of suitable areas was also found in the upper river Fortore, where scattered otter signs were found, whilst its lower course and the whole course of the rivers Sinarca and Saccione were classified as unsuitable for otters.

Connectivity analysis

The analysis of the distribution and extension of suitable patches along rivers (longitudinal connectivity) indicated that the river Volturno had the best connectivity having the largest extension of suitable patches and the most connected patches (Fig. 7). The rivers Biferno, Trigno and Sangro had also, overall, a relatively large extension of suitable patches, but their distribution was quite different from the suitable patches on the Volturno. Indeed, on these three rivers suitable patches tended to be numerous but highly fragmented.

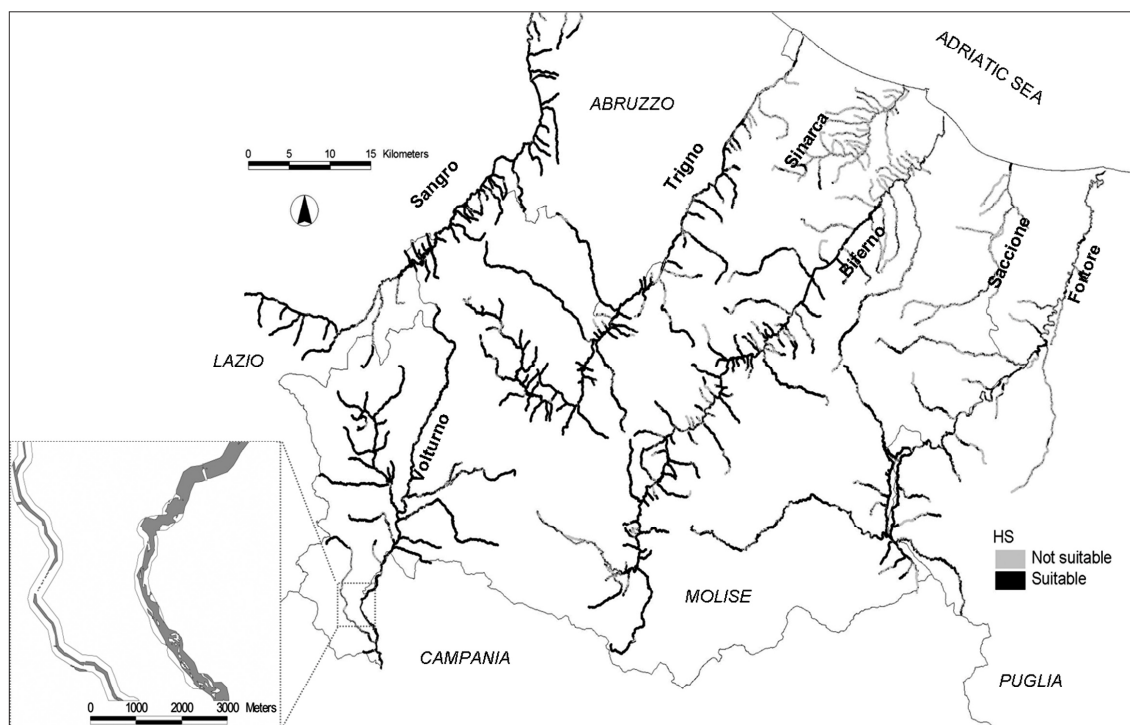


Fig. 6. Map showing the distribution of suitable ($HS \geq 1$) and unsuitable ($HS < 1$) habitat patches for the seven river catchments of the study area.

The map in Fig. 8 reports the results for lateral connectivity and highlights a concentration of areas of the land matrix that are likely to be permeable to otter movements located between the upper river Volturno and the river Sangro, Trigno and Biferno, whilst permeable areas between the other catchments are less extended and more fragmented. The high permeability around the upper reaches of the Volturno probably allowed the recent otter expansion to the Sangro river basin (De Castro & Loy 2007), and will likely lead to the recolonization of the river Trigno in the short term.

Discussion

The fine scale HS model adopted in this study was well able to discriminate between areas with and without signs of otters for the subpopulation living in the northern portion of the

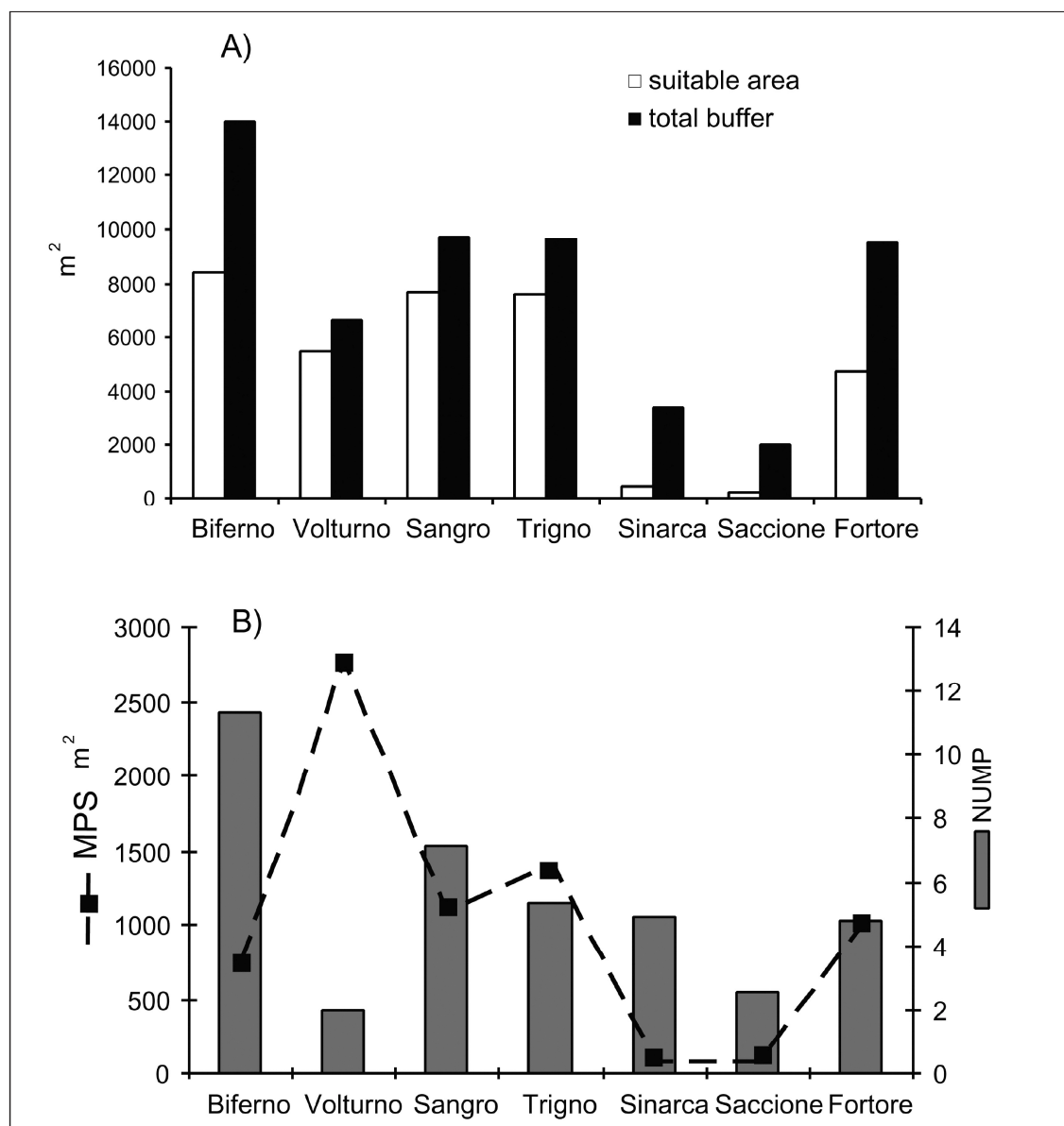


Fig. 7. A – Comparison of the total buffer extension and total surface of suitable habitat for each river basin. B – Mean size (MPS) and number (NUMP) of suitable patches for the same river basins.

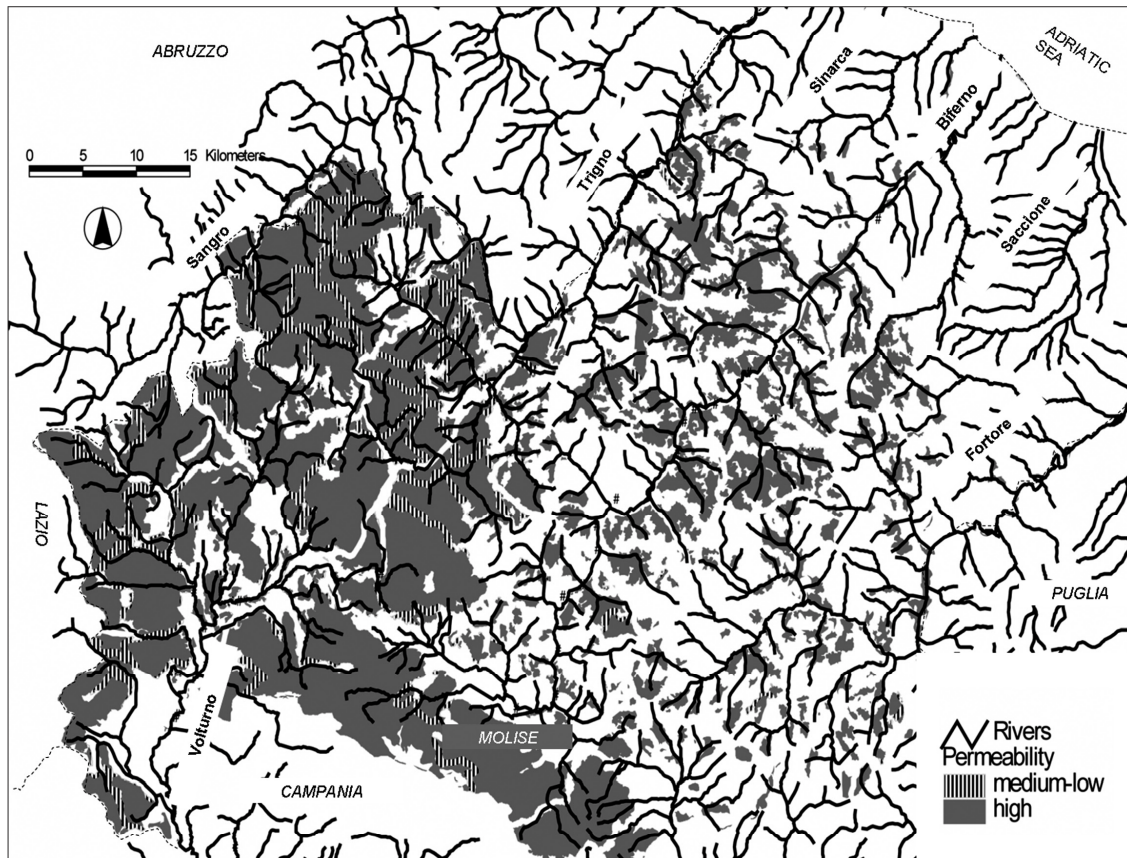


Fig. 8. Results of the lateral connectivity analysis for the river catchments within the region Molise. Patches are shaded according to the degree of permeability to otter moving across the watersheds.

Italian otter range, suggesting that riparian vegetation cover (fine scale land cover), bank slope, altitude, and human disturbance (human density and extra-riparian land use) can be useful factors for assessing the probability of otter presence or absence in an area.

Riparian vegetation may be important for otters for several different reasons: it provides resting and breeding dens, provides cover during movements, enhances filtering of pollutants, and promotes fish productivity (Jenkins & Burrows 1980, Green et al. 1984, Macdonald & Mason 1994, Rader 1997, Morrow & Fischenich 2000). It is possible that in Italy vegetation cover may play a particularly important role in protecting the animals from human and human-related disturbance. Indeed, human disturbance is likely to be particularly important in constraining the distribution of otters in southern and central Italy because otters are still illegally killed (Laura Bonesi, unpublished data), rivers are often surrounded by areas with a relatively high human population density, and feral dogs, that are known to be a threat to otters (Marjana Höniçsfeld, pers.obs.), are often present. While these threats are still also common in other Mediterranean countries (e.g. Robitaille & Laurance 2002), all or most of them are often absent from areas or countries, like for example the UK, where otters are known to live along rivers with scarce or absent riparian vegetation and which even frequent urban environments (Crawford 2003). Similarly to riparian vegetation, steep rocky banks, which are taken into account in the model with the variable “bank slope”, may be important as they provide protection from disturbance because they are not easily accessible overland by both humans and dogs. Ruiz-Olmo et al. (2005) in their study of female otters with cubs in north-

east Spain also found that otters, in particular older cubs, tended to be concentrated around areas which were well protected by steep rocky cliffs. Finally, altitude may play a role as usually the upper reaches of the streams that are found at higher altitudes tend to host a less diverse community of fish and fish biomass is less abundant (Ruiz-Olmo 1998). Compared to other HS models developed for otters (Ottino et al. 1995, Prigioni 1995, Prenda & Granado-Lorenzo 1996, Antonucci 2000, Barbosa et al. 2001, Reggiani et al. 2001, Boitani et al. 2002), our model was based on a much finer scale as it considered habitat variables at a resolution of 20 x 20 m. We think that working at this fine scale resolution may provide a management tool that allows an accurate identification of specific sites along rivers which could benefit from special protection or from specific improvements that may favour the otter. The model of matrix permeability was able to identify overland areas where corridors which would favour otter dispersal are more likely to occur within and between catchments, thus offering a tool for the management of the extra-riparian landscape for otter conservation. The identification of suitable habitat patches for otters within rivers, along with the assessment of the permeability of the land matrix to dispersal, provide a general framework to interpret the otter's movements within and between river basins and to make an assessment of each catchment in terms of its ability to host source or sink populations. Among all the seven catchment considered, one river in particular (the river Volturno), where otters are currently present, showed one of the largest extensions of suitable habitats and the best connectivity both within the river and between the river and the neighbouring catchments. These evidences suggest that this river could play a strategic role in the survival and expansion of otters in the surrounding areas, and in the joining of the two isolated portions of otter range.

In fact, otters at present occur in two portions of this river basin, the upper Volturno in the south central range, and one of its tributary in the southern range (Panzacchi et al. 2009). Thus the colonization of the medium course of this river will likely allow the joining of the two ranges in the short-medium term.

In spite of the ability of the HS model to predict relatively well presence and absence of otters at a 10 x 10 km resolution, there are, however, a number of limitations to our model. First of all, the model is based on the distribution of spraints and not on the distribution of the actual animals, but there are two factors that may mitigate this limitation. First, in otters, spraints are likely to be used to signal the use of resources such as food and dens, rather than reproductive status or aggressive encounters, at least when they live in groups such as on the Shetland coast (Kruk 1992). In freshwater areas, otters live at lower densities than in coastal areas and tend to be more solitary, although their home ranges may still overlap, especially between males and females (Kruk 2006). If in freshwater areas, spraints are also used to signal the use of resources. Therefore the distribution of spraints may be considered as an acceptable surrogate for the distribution of otters in HS models which consider variables that are directly linked to the use of resources or disturbance, such as ours. Second, to validate the model, we considered a spatial scale of 10 x 10 km, which is in the order of magnitude of an otter's home range, i.e. 10–20 km (Antonucci 2000). Probably due to the fact that we considered relatively large validation cells of 10 x 10 km and a relatively large study area with enough variability, the use of spraints as surrogates for otter distribution was not particularly limiting because the suitability of a relatively large area around the 600 m sites with signs of otters was considered.

Another limitation to our model was that we were unable to take into account one of the most important resources for otters: fish availability (Kruk et al. 1993,

Jędrzejewska et al. 2001, Lanszki & Sallai 2006). Reliable data on fish community composition and biomass are difficult to obtain over large areas. Moreover, translating these data into actual availability of fish for otters is a further obstacle. However, for five of the seven catchments considered in this study (Sangro, Biferno, Volturno, Fortore and Trigno) data on fish biomass collected at 54 sampling stations (Regione Molise 2004) were available (Loy et al. 2008). On average, a fish biomass of 13.08 g/m² was registered across these five catchments (range: 0.01–98.60 g/m², SD = 4.08, n = 54 sampling stations). Kruuk et al. (1993) demonstrated that otters could successfully exploit oligotrophic streams populated mainly by salmonids with fish biomass between 9 and 14 g/m², while Ruiz-Olmo (1998) noted that otters were present at sites with biomass values of 10–20 g/m². Taking all studies that relate otter distribution with fish biomass into consideration, Chaniñ (2003) proposed that, as a rule of thumb, otter populations can survive and breed where fish biomass exceeds 10 g/m². Therefore, the values that are reported for five of the seven catchments considered in this study would seem to be sufficient, on average, to support a population of otters. It was, however, not possible to incorporate these values into the model because of the relative scarcity of sampling stations for fish biomass relative to the whole study area.

The application of the HS model to the six catchments (the Trigno was excluded) resulted in only three of the ten HS classes being significantly related to the presence-absence of the species. This is probably due mainly to the fact that only these three classes were significantly represented in our sample, all the other classes being found at a relatively low frequency.

The planned extension of this approach to study the southern Italian subpopulation, together with the development of an inferential approach and the implementation of more sophisticated algorithms for longitudinal and lateral connectivity analysis, currently in progress, will probably help to improve the prediction ability of the HS and connectivity models and to offer better insights into the areas of potential range expansion of otters in Italy and into the likelihood that the two subpopulations will become connected in the future.

Acknowledgements

We'd like to specially thank two anonymous reviewers for their extensive revision and fruitful comments that highly improved the first draft of this manuscript. We are also grateful to Marco Ottaviano for his constant and generous support with G.I.S. techniques. This work is part of the project 'Rete ecologica della lontra – Fase I' funded by the Italian Ministry of Environment MATTM - Ministero dell' Ambiente, del Territorio e del Mare to Anna Loy. Laura Bonesi was sponsored by the program 'Incentivazione alla mobilità di studiosi stranieri e italiani residenti all'estero'.

LITERATURE

- Adrian M.I. 1985: Otter distribution and agriculture in southwestern Spain. *Trans. Int. Union Game Biol.* 7: 519–526.
- Antonucci A. 2000: Analisi ambientale per un rilascio sperimentale della lontra (*Lutra lutra* L.) nel bacino idrografico Aterno Pescara. *Thesis, Università degli studi dell'Aquila*.
- Barbosa A.M., Real R., Marquez A.L. & Rendon M.A. 2001: Spatial, environmental e human influences on the distribution of otter (*Lutra lutra*) in the Spanish Provinces. *Divers. Distrib.* 7: 137–144.
- Bas N., Jenkins D. & Rothery P. 1984: Ecology of otters in northern Scotland. V. The distribution of otter *Lutra lutra* faeces in relation to bankside vegetation on the River Dee in summer 1981. *J. Appl. Ecol.* 21: 507–513.

- Beja P.R. 1992: Effects of freshwater availability on the summer distribution of otters *Lutra lutra* in the southwest coast of Portugal. *Ecography* 15: 273–278.
- Bennett A.F. 1999: Linkages in the landscapes. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. *IUCN, Gland*.
- Boitani L., Corsi F., Faluccci A., Maiorano L., Marzetti I., Masi M., Montemaggiori A., Ottaviani D., Reggiani G. & Rondinini C. 2002: Rete Ecologica Nazionale. Un approccio alla conservazione dei vertebrati italiani. *Università di Roma "La Sapienza", Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo; Ministero dell'Ambiente, Direzione per la Conservazione della Natura; Istituto di Ecologia Applicata*. <http://www.gisbau.uniroma1.it/REN>
- Bonesi L. & Macdonald D.W. 2004: Differential habitat use promotes sustainable coexistence between the specialist otter and the generalist mink. *Oikos* 106: 509–519.
- Bulgarini F., Calvario E., Fraticelli F., Petretti F. & Sarrocco S. 1998: Libro rosso degli animali d'Italia. Vertebrati. *WWF Italia, Roma*.
- Cagnolaro L., Rosso D., Spagnesi M. & Venturi B. 1975: Inchiesta sulla distribuzione della lontra (*Lutra lutra*) in Italia nei cantoni Ticino e Grigioni (Svizzera) 1971 – 1973. *Ric. Biol. Selv* 63: 1120.
- Chanin P.R.F. 2003: Ecology of the Eurasian otter. *Conserving Natura 2000 Sites Rivers Ecology Series N° 10. English Nature, Peterborough*.
- Clevenger A.P., Wierzchowski J., Chruszcz B. & Gunson K. 2002: Gis-generated, expert-based models for identifying wildlife habitat linkages and planning mitigation passages. *Conserv. Biol.* 16: 503–514.
- Conroy J.W.H. & Chanin P.F. 2000: The status of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Europe – A review. In: Conroy J.W.H., Yoxon P. & Gutleb A.C. (eds.), Proceedings of the first otter toxicology conference, Isle of Skye, September 2000. *Journal of the International Otter Survival Fund No 1: 7–28*.
- Cortés Y., Fernandez-Salvador R., Garcia F.J., Virgos E. & Llorente M. 1998: Changes in otter *Lutra lutra* distribution in Central Spain in the 1964-1995 period. *Biol. Conserv.* 86: 179–183.
- Crawford A. 2003: Fourth otter survey of England 2000-2002. *Environment Agency, Bristol*.
- De Castro G. & Loy A. 2007: Un nuovo censimento della lontra (*Lutra lutra*, Carnivora, Mammalia) nel fiume Sangro (Abruzzo): inizia la ricolonizzazione dell'Italia centrale? 68° *Convegno Unione Zoologica Italiana, Lecce, 23-25 Settembre 2007. Abstract Volume: 105*.
- Delibes M., MacDonald S.M. & Mason C.F. 1991: Seasonal marking, habitat and organochlorine contamination in otters (*Lutra lutra*): a comparison between catchments in Andalusia and Wales. *Mammalia* 55: 567–578.
- Di Marzio M. 2004: Rilascio sperimentale di lontra europea (*Lutra lutra* L.) nel bacino idrografico Aterno-Pescara: analisi ecologica ed eto-biologica mediante tecniche radiotelemetriche. *Thesis, Università degli Studi dell'Aquila - Facoltà di Scienze MM.FF.NN*.
- European Commission 1993: CORINE Land Cover Guide technique. *CECA-CEE-CEEA. Bruxelles*.
- Fielding A.H. & Bell J.F. 1977: A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environ. Conserv.* 24: 38–49.
- Fusillo R., Marcelli M. & Boitani L. 2004: Progetto di ricerca sulla ecologia della lontra nel Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano. Relazione delle attività di ricerca. AA 2003-2004. *Università degli Studi di Roma "La Sapienza", Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano*.
- Fusillo R., Marcelli M. & Boitani L. 2007: Survey of an otter *Lutra lutra* population in Southern Italy: site occupancy and influence of sampling season on species detection. *Acta Theriol.* 52: 251–260.
- Green J., Green R. & Jefferies D.J. 1984: A radio-tracking survey of otters *Lutra lutra* on a Perthshire river system. *Lutra* 27: 85–145.
- Greiner M., Pfeiffer D. & Smith R.D. 2000: Principles and practical application of the receiver-operating characteristic analysis for diagnostic tests. *Prev. Vet. Med.* 45: 23–41.
- Janssens X., Defourny P., de Kermabon J. & Baret P.V. 2006: The recovery of otter in the Cevennes (France): a GIS-based model. *Hystrix It. J. Mammal.* 17: 5–14.
- Jason W.K., Leona K.S., Heglund P.J., Wright M.N. & Scott J.M. 2002: Species commonness and the accuracy of habitat-relationship models. In: Raven P.H., Scott J.M., Heglund P.J., Morrison M.L. et al. (eds.), Predicting species occurrences: Issues of accuracy and scale. *Island Press, Washington: 573–580*.
- Jenkins D. & Burrows G.O. 1980: Ecology of otters in northern Scotland. 3. The use of faeces as indicators of otter (*Lutra lutra*) density and distribution. *J. Anim. Ecol.* 49: 755–774.
- Jędrzejewska B., Sidorovich V.E., Pikulik M.M. & Jędrzejewski W. 2001: Feeding habits of the otter and American mink in Białowieża Primeval Forest (Poland) compared to other Eurasian populations. *Ecography* 24: 165–180.
- Kruuk H. 1992: Scent marking by otters (*Lutra lutra*): signalling the use of resources. *Behav. Ecol.* 3: 133–140.

- Kruuk H. 2006: Otters ecology, behaviour and conservation. 2 ed. *Oxford University Press, Oxford*.
- Kruuk H., Carss D.N., Conroy J.W.H. & Durbin L. 1993: Otter (*Lutra lutra*) numbers and fish productivity in rivers in North-East Scotland. *Symp. Zool. Soc. London* 65: 171–191.
- Lanszki J. & Sallai Z. 2006: Comparison of the feeding habits of Eurasian otters on a fast flowing river and its backwater habitats. *Mamm. Biol.* 71: 336–346.
- Loy A., Bucci L., Carranza M.L., De Castro G., Di Marzio P. & Reggiani G. 2009: Survey and habitat evaluation for a peripheral population of the Eurasian otter in Italy. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 2004. *In press*.
- Loy A., Bonesi L., Carranza M.L., Celico F., Cianfrani C., Ciccorelli G., Cimino F., D'Alessandro E., Di Marzio P., Di Martino P., Minotti M. & Reggiani G. 2008: Rete ecologica per la lontra - Fase 1. Rapporto finale. *Dipartimento Scienze e Tecnologie per l'Ambiente e il Territorio Università del Molise e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare*.
- Macdonald S.M. & Mason C.F. 1982: The otter *Lutra lutra* in Central Portugal. *Biol. Conserv.* 22: 207–215.
- Macdonald S.M. & Mason C.F. 1985: Otters, their habitat and conservation in Northeast Greece. *Biol. Conserv.* 31: 191–210.
- Macdonald S.M. & Mason C.F. 1988: Observations on an otter population in decline. *Acta Theriol.* 33: 415–434.
- Macdonald S.M. & Mason C.F. 1994: Status and conservation needs for the otter in the western Palearctic. *Council of Europe Press, Nature and Environment* 67: 1–54.
- Madsen A.B. & Prang A. 2001: Habitat factors and the presence or absence of otters *Lutra lutra* in Denmark. *Acta Theriol.* 46: 171–179.
- Manel S., Dias J.-M. & Ormerod S.J. 1999: Comparing discriminant analysis, neural networks and logistic regression for predicting species distributions: a case study with a Himalayan river bird. *Ecol. Model.* 120: 337–347.
- Mason C.F. 1989: Water pollution and otter distribution: a review. *Lutra* 32: 97–131.
- Mason C.F. & Macdonald S.M. 1986: Otters. Ecology and conservation. *Cambridge University Press, Cambridge*.
- Mason C.F. & Macdonald S.M. 2004: Growth in otter (*Lutra lutra*) populations in the UK as shown by long-term monitoring. *Ambio* 33: 148–152.
- McGarigal K. & Marks B.J. 1995: FRAGSTATS: Spatial analysis program for quantifying landscape structure. *USDA Forest Service General Technical Report PNW-GTR-351*.
- McGarigal K., Cushman S.A., Neel M.C. & Ene E. 2002: Fragstats: spatial pattern analysis program for categorical maps. *University of Massachusetts, Amherst*.
- Morrow J.V. & Fischenich C. 2000: Habitat requirements for freshwater fishes. *EMRRP technical note collection (ERDC TN-EMRRP-SR-06), U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg*.
- Osborne P.E., Alonso J.C. & Ryan R.G. 2001: Modelling landscape scale habitat use using GIS and remote sensing: a case study with great bustards. *J. Appl. Ecol.* 38: 458–471.
- Ottaviani D., Jona Lasinio G. & Boitani L. 2004: Two statistical methods to validate habitat suitability models using presence-only data. *Ecol. Model.* 179: 417–443.
- Ottino P., Prigioni C. & Vigna Tagliani A. 1995: Habitat suitability for the otter (*Lutra lutra*) of some rivers of Abruzzo Region (Central Italy). *Hystrix* 7: 265–268.
- Pacyna G.M. 1999: Environmental cycling of selected persistent organic pollutants (POPs) in the Baltic region. *Technical report of Environmental and climate research programme N° ENV4-CT96-0214*.
- Panzacchi M., Genovesi P. & Loy A. (eds.) 2009: Piano d'azione per la conservazione della lontra. *Ministero per la Tutela dell'Ambiente, del Territorio e del Mare e Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica*.
- Philecox C.K., Grogan A.L. & Macdonald D.W. 1999: Patterns of otter *Lutra lutra* road mortality in Britain. *J. Appl. Ecol.* 36: 748–762.
- Prauser N. 1985: Vorkommen von Fischottern (*Lutra lutra* L. 1758) und ihre Abhängigkeit von der Struktur verschiedener Habitat-Zonen der Wümme-Niedersachsen. *Z. Angew. Zool.* 72: 83–91.
- Prenda J. & Granado-Lorencio C. 1996: The relative influence of riparian habitat structure e fish availability on otter *Lutra lutra* L. – sprinting activity in a small Mediterranean catchment. *Biol. Conserv.* 76: 9–15.
- Prenda J., Lopez-Nieves P. & Bravo R. 2001: Conservation of otter (*Lutra lutra*) in a Mediterranean area: the importance of habitat quality e temporal variation in water availability. *Aquat. Conserv.* 11: 343–355.
- Prigioni C. 1995: Guidelines for the feasibility study of reintroduction of the otter *Lutra lutra* in Italy. The project of the Ticino valley. *Hystrix, It. J. Mamm. (N.S.)* 7: 255–264.
- Prigioni C., Remonti L., Balestrieri A. & Sgrosso S. 2006a: Estimation of European otter (*Lutra lutra*) population size by fecal DNA typing in southern Italy. *J. Mamm.* 87: 855–858.

- Prigioni C., Remonti L., Balestrieri A., Sgrosso S. & Priore G. 2006b: How many otters are there in Italy? *Hystrix, It. J. Mamm. (N.S.)* 17: 29–36.
- Prigioni C., Balestrieri A. & Remonti L. 2007: Decline and recovery in otter *Lutra lutra* populations in Italy. *Mamm. Rev.* 37: 71–79.
- Rader R.B. 1997: A functional classification of the drift: traits that influence invertebrate availability to salmonids. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 1211–1234.
- Randi E., Davoli F., Pierpaoli M., Pertoldi C., Madsen A.B. & Loescheke V. 2003: Genetic structure in otter (*Lutra lutra*) populations in Europe: implications for conservation. *Anim. Conserv.* 6: 93–100.
- Regione Molise - Assessorato Caccia e Pesca 2004: Carta Ittica Regionale. *Regione Molise. Settore Caccia e Pesca, Campobasso.*
- Reggiani G., Pittiglio C., Zini R., Marconato E., Bianco P.G. & Boitani L. 2001: La lontra nella provincia di Grosseto: presenza attuale ed idoneità ambientale. *Abstract. III Convegno SMAMP La lontra in Italia: distribuzione, censimenti e tutela. Montella (AV), 30 Nov-2 Dic Dryocopus IV.*
- Reuther C., Dolch D., Green R., Jahl J., Jefferies D., Krekemeyer A., Kucerova M., Bo Madsen A., Romanowsky J., Roche K., Ruiz-Olmo J., Teubner J. & Trindade A. 2000: Surveying and monitoring distribution and population trends of the Eurasian otter (*Lutra lutra*). *Habitat, Band 12.*
- Robitaille J.F. & Laurence S. 2002: Otter, *Lutra lutra*, occurrence in Europe and France in relation to landscape characteristics. *Anim. Conserv.* 5: 337–344.
- Romanowski J. 2006: Monitoring of the Otter recolonisation of Poland. *Hystrix, It. J. Mamm. (N.S.)* 17: 37–46.
- Roos A., Greyers E., Olsson M. & Sandegren F. 2001: The otter (*Lutra lutra*) in Sweden – population trends in relation to DDT and total PCB concentrations during 1968-99. *Environ. Pollut.* 111: 457–469.
- Ruiz-Olmo J. 1998: Influence of altitude on the distribution, abundance and ecology of the otter (*Lutra lutra*). *Symp. Zool Soc. Lond.* 71: 159–178.
- Ruiz-Olmo J., Margalida A. & Batet A. 2005: Use of small patches by Eurasian otter (*Lutra lutra* L.) females and cubs during the pre-dispersal period. *J. Zool.* 265: 339–346.
- Ruiz-Olmo J., Loy A., Cianfrani C., Yoxon P., Yoxon G., de Silva P.K., Roos A., Bisther M., Hájková P. & Zemanová B. 2008: *Lutra lutra*. In: IUCN 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1. <www.iucnredlist.org> Downloaded on 21 September 2009.
- Saavedra D. 2002: Reintroduction of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Muga and Fluvia basins (north-eastern Spain): viability, development, monitoring and trends of the new population. *Ph. D. Thesis, Universitat de Girona.*
- Saavedra D. & Sargatal J. 1998: Reintroduction of the otter (*Lutra lutra*) in northeast Spain (Girona province). *Galemys* 10: 191–199.
- Schick R.S. & Lindley S.T. 2007: Directed connectivity among fish populations in a riverine network. *J. Appl. Ecol.* 44: 1116–1126.
- Schumaker N.H. 1996: Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology* 77: 1210–1225.
- Swets J.A. 1988: Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240: 1285–1293.
- Temple H.J. & Terry A. 2007: The status and distribution of European mammals. *Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.*
- Temple H.J. & Terry A. 2009: European mammals: Red List status, trends, and conservation priorities. *Folia Zool.* 58: 248–269.
- Tischendorf L. 2001: Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecol.* 16: 235–254.
- Van Langevelde F., van der Knaap W.G.M. & Claassen G.D.H. 1998: Comparing connectivity in landscape networks. *Planning and Design* 25: 849–863.
- Wiens J.A. 2002: Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biol.* 47: 501–515.

Appendix. Values used for the reclassification of the variables for the HS model and the connectivity analysis. The number in parenthesis after the Land cover class reports its official code. The HS reclassified codes are reported either within the 300m or 1km buffer. In the case of 1km buffer, the value that was subtracted from those of layer 3 is indicated (see text).

Layer	HS model			Permeability model	
	Value-range/Description	HS: value within 300m buffer	HS: effect within 1km buffer	Values range/Description	Connectivity: Values of permeability
Bank slope	>70°	3	-	0-45°	1
				>45°	0
Altitude m a.s.l.	0-1000	3	-		3
	1000- 1500	2	-		2
	1500 - 2000	1	-		1
	>2000	0	-		0
Human density citizens/km ²	>150	-	-0.25	0-500	3
				500-1200	2
				1200-2600	1
				>2600	0
		CORINE 1:5000	CORINE 1:100000		CORINE 1:100000
CORINE land cover class	Continuous urban fabric (1.1.1)	0	-0.25		0
	Discontinuous urban fabric (1.1.2)	0	-0.25		1
	Industrial or commercial units (1.2.1)	0	-0.25		0
	Road and rail networks (1.2.2)	0	-0.25	Railways	3
				Municipal roads	2
				State and Province roads	1
				Highways	0
	Port areas (1.2.3)	0	-0.25		0
	Airports (1.2.4)	0	-0.25		0
	Mineral extraction sites (1.3.1)	0	-0.25		1
Dump sites (1.3.2)	0	-0.25		1	
Construction sites (1.3.3)	0	-0.25		0	
Green urban areas (1.4.1)	1	-0.25			2
Sport and leisure facilities (1.4.2)	1	-0.25			1

Non-irrigated arable land (2.1.1)	1	-0.25	1	-0.25	1
Permanently irrigated land (2.1.2)	1	-0.25	1	-0.25	1
Rice fields (2.1.3)	1	-0.25	1	-0.25	2
Vineyards (2.2.1)	1	-0.25	1	-0.25	1
Fruit trees and berry plantations (2.2.2)	1	-0.25	1	-0.25	1
Olive groves (2.2.3)	1	-0.25	1	-0.25	2
Pastures (2.3.1)	1	-0.25	1	-0.25	1
Annual crops associated with permanent crops (2.4.1)	1	-0.25	1	-0.25	1
Complex cultivation (2.4.2)	1	-0.25	1	-0.25	2
Land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation (2.4.3)	1	-	1	-	2
Agro-forestry areas (2.4.4)	1	-0.25	1	-0.25	2
Broad-leaved forest (3.1.1)	3	-	3	-	3
Coniferous forest (3.1.2)	2	-	2	-	3
Mixed forest (3.1.3)	3	-	3	-	3
Natural grassland (3.2.1)	1	-	1	-	3
Moors and heathland (3.2.2)	2	-	2	-	3
Sclerophyllous vegetation (3.2.3)	2	-	2	-	3
Transitional woodland/shrub (3.2.4)	2	-	2	-	3
Beaches, dunes, and sand plains (3.3.1)	1	-	1	-	2
Bare rock (3.3.2)	3	-	3	-	0
Sparsely vegetated areas (3.3.3)	2	-	2	-	2
Burnt areas (3.3.4)	0	-	0	-	1
Glaciers and perpetual snow (3.3.5)	0	-	0	-	0
Inland marshes (4.1.1)	3	-	3	-	3
Peatbogs (4.1.2)	2	-	2	-	3
Salt marshes (4.2.1)	3	-	3	-	3
Salines (4.2.2)	0	-	0	-	3
Intertidal flats (4.2.3)	1	-	1	-	3
Water courses (5.1.1)	3	-	3	-	3
Water bodies (5.1.2)	3	-	3	-	3
Coastal lagoons (5.2.1)	3	-	3	-	3
Estuaries (5.2.2)	3	-	3	-	3
Sea and ocean (5.2.3)	3	-	3	-	3

ARTICOLO 2

Atti 18° Congresso Nazionale SitE (Società Italiana di Ecologia), in stampa.

Pag. 70

Analisi della connettività tra bacini idrografici: il caso della lontra (*Lutra lutra*) in Italia.



Analisi della connettività tra bacini idrografici: il caso della lontra (*Lutra lutra*) in Italia.

Evelina D'Alessandro^{a*}, Maria Laura Carranza^a, Santiago Saura^b, Anna Loy^a, Carmen
Cianfrani^a

^aEnvironmetrics Lab - Dipartimento di Scienze e Tecnologie dell'Ambiente e del Territorio - Università degli Studi del Molise - C.da Fonte
Lappone, Pesche (IS) 86090, Italia

^bPlanForBio research group - Dipartimento di Ingegneria Agroforestale - Università degli Studi di Lleida - Av. Alcalde Rovira Roure, 191,
Lleida 25198, Spagna

Abstract

Obiettivo principale dello studio è proporre una procedura per l'individuazione dei corridoi preferenziali di espansione della lontra tra bacini idrografici contigui nell'areale settentrionale della specie in Italia. L'obiettivo è stato raggiunto tramite l'applicazione di un indice derivante dalla teoria dei grafi. L'indice scelto si basa sul concetto di disponibilità di habitat a scala di paesaggio e su un modello probabilistico di legami funzionali tra habitat. I parametri considerati nell'analisi sono: area e valore di idoneità delle macchie di habitat fluviale (nodi del grafo), modello di permeabilità della matrice dell'area per lo spostamento a terra e cammini di costo minimo (legami tra nodi). È stato utilizzato un modello di idoneità lungo le aste fluviali precedentemente sviluppato e validato, mentre il modello di permeabilità è stato derivato da altitudine, pendenze (DEM con passo 20 m), reticolo stradale e Corine Land Cover III livello (scala 1:100000). Si è valutata quindi la connettività tra bacini attraverso il calcolo dell'indice Probabilità di Connettività e la sua variazione dopo l'eliminazione di nodi e legami. Si è ottenuta la gerarchizzazione tanto degli habitat fluviali che con maggiore probabilità vengono coinvolti nel processo di dispersione della specie, quanto delle connessioni che risultano più importanti per il mantenimento della connettività. Sono state poi valutate le diverse componenti di PC (connettività intra e interpatch) al fine di individuare i diversi modi con cui ciascuna macchia contribuisce a determinare la probabilità di connettività. I risultati ottenuti indicano una generale concentrazione dei suddetti corridoi nella parte montana del Molise e un loro decremento nelle aree prossime alla costa, coerentemente con l'uso del suolo delle diverse zone della regione. L'applicazione dell'indice secondo questa procedura si è dimostrata efficace nel sintetizzare realtà complesse e nel descrivere il fenomeno di dispersione di una specie semiacquatica come la lontra. © 2009 SItE. All rights reserved

Keywords: frammentazione di habitat, corridoi, teoria dei grafi, indici di connettività, probabilità di connettività

1. Introduzione

La frammentazione degli areali costituisce una delle principali minacce per la sopravvivenza delle specie e, in generale, per la conservazione della biodiversità (Bennett, 1999). Una risposta concreta al problema della frammentazione a diverse scale spaziali è rappresentato dalle reti ecologiche. Le reti

ecologiche costituiscono uno strumento essenziale nella pianificazione delle strategie di conservazione in Europa, in particolare per le specie faunistiche a rischio più elevato (Jongman, 1995; Battisti, 2004).

La lontra (*Lutra lutra*) è tra i mammiferi a più alto rischio di estinzione della fauna italiana e il suo areale di distribuzione è oggi diviso in due porzioni isolate che includono alcuni bacini fluviali dell'Italia meridionale. Tra le cause del declino degli anni '70-'90 (De Castro & Loy, 2007) vi sono la riduzione

della disponibilità della risorsa trofica, l'inquinamento delle acque, la caccia e la distruzione della vegetazione riparia (Conroy & Chanin, 2000; Loy *et al.*, 2008). Tuttavia, dati recenti evidenziano una riespansione naturale dovuta a norme più attente ed efficaci (Convenzione di Berna del 1979 e Direttiva Habitat del 1992) e alla messa al bando di alcuni pesticidi (Janssens *et al.*, 2007).

La lontra è un mammifero semiacquatico che si muove lungo e dentro i fiumi, seguendo i percorsi lineari del reticolo idrografico, da cui può allontanarsi durante il periodo della dispersione (Kruuk, 2006). Sebbene la dispersione rappresenti un elemento chiave per valutare la potenzialità di colonizzazione di nuovi bacini e di flusso genico tra bacini già occupati, questo fenomeno è ancora poco studiato.

Nel presente lavoro viene proposta una nuova procedura per l'analisi della connettività tra bacini idrografici contigui, applicata alla porzione isolata più settentrionale dell'areale italiano della lontra. La procedura, basata sull'applicazione di un indice derivante dalla teoria dei grafi (Saura & Pascual-Hortal, 2007), ha permesso di determinare l'importanza delle macchie fluviali di habitat idoneo alla specie nel mantenere la connettività e di individuare i corridoi preferenziali di spostamento nella matrice extraripariale (fig. 1). Inoltre, è stato valutato il contributo di ciascuna macchia e di ciascun legame nel mantenimento della connettività, ai fini della definizione delle strategie di gestione del territorio. Le informazioni prodotte sulla connettività sono state integrate con quelle, preesistenti, sull'idoneità e sui dati di presenza della specie (Loy *et al.*, 2008). Ciò ha consentito di analizzare il ruolo dei diversi bacini idrografici nella dinamica di spostamento della lontra nell'area di studio, individuando i bacini che possono svolgere un ruolo di sorgente (*source*) verso i bacini di espansione (*sink*).

2. Materiali e metodi

Area di studio

L'area di studio è rappresentata dall'areale di distribuzione settentrionale della specie, ubicato in Molise e, in parte, in Abruzzo (Fig. 1) (Loy *et al.*, 2004; Prigioni *et al.*, 2006b; De Castro & Loy 2007;

Loy *et al.*, 2008). L'areale comprende sette bacini idrografici, in quattro dei quali - Volturno, Biferno, Fortore e Sangro - è presente la lontra. Questi bacini sono caratterizzati da un'elevata percentuale di superficie idonea (63% circa, Loy *et al.*, 2008), concentrata, in particolare, nei bacini dell'alto Molise.

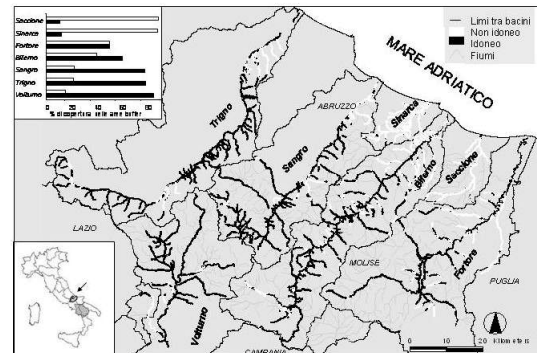


Fig. 1. Posizione dell'area di studio nell'areale di distribuzione di *Lutra lutra* in Italia (riquadro in basso a sinistra). La carta e l'istogramma descrivono la distribuzione degli habitat idonei nei sette bacini idrografici facenti parte dell'areale settentrionale di distribuzione della specie (da Loy *et al.*, 2008 modificato).

Analisi della connettività

L'impiego della teoria dei grafi (Harary, 1969) ha dimostrato di essere uno strumento efficace per ridurre la complessità del mosaico territoriale ad una configurazione spaziale di più facile lettura, fornendo un modello quantitativo delle relazioni funzionali che caratterizzano il paesaggio (Ricotta *et al.*, 2000; Carranza *et al.*, 2000; Urban & Keitt, 2001; Pascual-Hortal & Saura, 2006). Dal punto di vista matematico, un grafo $G = (V, L)$ è costituito da un insieme finito di vertici V collegati tra loro da un insieme finito di segmenti L , secondo una regola che definisce le connessioni tra i singoli vertici.

Teoria dei grafi	Ecologia del paesaggio	Connettività tra bacini	
Grafo	Paesaggio	Bacini fluviali contigui	
Nodo o vertice (A,B,C,D,...)	Macchia di habitat	Macchia di habitat fluviale idoneo	
Legame o arco (segmento che unisce due nodi secondo regole definite)	Distanza tra macchie di habitat (può indicare una distanza fisica, o una possibilità di spostamento tra due macchie)	Distanza tra macchie di habitat fluviale appartenenti a due bacini contigui (cammino di costo minimo)	

Fig. 2. Schema che spiega la relazione tra la teoria dei grafi, l'ecologia del paesaggio e la specifica applicazione all'analisi della connettività tra bacini idrografici (connettività laterale).

Nel presente lavoro, il grafo è stato costruito sulla base di un recente modello di idoneità per la lontra che descrive la presenza degli habitat idonei alla specie in un'area buffer, larga 300 metri, posta a cavallo delle aste principali dei fiumi (Loy *et al.*, 2008). Il modello deriva dall'integrazione di diverse informazioni: uso del suolo a scala di dettaglio (1:5000), altitudine, pendenza delle sponde e disturbo antropico (valutato sulla base della densità abitativa e dell'uso del suolo nella fascia extrariparia in un buffer di 1000 m).

Le macchie di habitat idoneo lungo il reticolo idrografico costituiscono i nodi del grafo. Per determinare le relazioni spaziali intercorrenti fra le macchie di habitat fluviale idonee alla specie sono stati definiti i legami tra queste $l_{ij} \in L = (v_i, v_j)$ (Fig. 2). I legami sono stati individuati attraverso il calcolo dei cammini di costo minimo e dei cammini multipli di costo minimo tra bacini (Theobald, 2006). Per cammino di costo minimo s'intende la distanza geografica modificata con il *costo* che la specie deve sostenere per muoversi tra le macchie di habitat (Adriaensen *et al.*, 2003); per cammini multipli di costo minimo si fa riferimento a tutti i possibili percorsi di minimo costo lungo i quali la specie può muoversi, considerando in maniera realistica l'evidenza di una molteplicità di percorsi attraversabili, piuttosto che la presenza di un unico percorso possibile a costo minimo. Per l'individuazione di questi cammini tra macchie idonee è stato appositamente costruito un *grid di attrito* per tutta l'area di studio. Il grid di attrito è una rappresentazione raster del territorio nella quale ogni cella contiene un valore di attrito, derivato dalle caratteristiche del mosaico, che indica la facilità o, al contrario, la difficoltà al passaggio della lontra. Esso

è il risultato della sovrapposizione logica non gerarchica, in ambiente GIS, di sei variabili: altitudine, pendenza (DEM con passo 20 m), reticolo stradale, reticolo fluviale (1:250000), Corine Land Cover III livello (scala 1:100000), densità abitativa. Ciascuno strato è stato modificato secondo la resistenza che offre allo spostamento ed è stato sovrapposto agli altri strati attribuendo a ciascuna cella il valore di resistenza maggiore. I percorsi di costo minimo (Adriaensen *et al.*, 2003) sono stati calcolati mediante l'estensione PathMatrix per ArcView 3.x (Ray, 2005).

Una volta costruito il grafo, ne è stata analizzata la struttura mediante il calcolo dell'indice PC (Probabilità di Connettività - Saura & Pascual-Hortal, 2007).

L'indice PC è stato testato in precedenza solo su ecosistemi forestali e prevede la costruzione di grafi simmetrici e pesati sui nodi e sui legami. La simmetria indica che la distanza tra due macchie di habitat i e j è uguale in entrambe le direzioni, per cui risulta che $d_{ij} = d_{ji}$. Il peso dei nodi e dei legami deriva, rispettivamente, dall'estensione delle macchie idonee e dal costo nello spostamento tra di esse. L'indice integra il concetto di disponibilità di habitat (numero ed estensione di habitat idoneo alla specie) con un modello sulla probabilità di spostamento (risultante dai cammini di costo minimo). Dato un insieme di macchie idonee (n) e un insieme di connessioni tra esse (p_{ij}), PC esprime la probabilità che due animali, rilasciati a caso in un paesaggio, ricadano in macchie interconnesse. L'indice varia tra 0 (nessuna connettività tra le macchie di habitat idoneo) e 1 (connettività massima tra le macchie di habitat idoneo). Si calcola come segue:

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i \cdot a_j \cdot p_{ij}^*}{A_L^2}$$

dove a_i e a_j = area dei nodi i e j , A_L = area totale del paesaggio, p_{ij}^* = massimo prodotto di probabilità di tutti i cammini tra i nodi i e j ; $p_{ij}^* = p_{ij}$ nel caso di dispersione diretta; in presenza di *stepping stones*, p_{ij}^* esprime il prodotto di tutti i singoli p_{ij} che si trovano lungo ogni *step* del cammino tra i nodi i e j .

L'indice PC (Saura & Pascual-Hortal, 2007) è stato calcolato per tutte le coppie di bacini contigui presenti nell'area di studio mediante una nuova

versione modificata del programma Conefor Sensinode 2.2 (Saura & Torné, 2009).

Il valore assoluto dell'indice quantifica il grado di connettività funzionale nei bacini idrografici così come viene percepita dalla lontra. Tuttavia, ai fini della gestione del territorio, è necessario quantificare il contributo di ogni porzione di territorio alla funzionalità di rete. E' stata quindi effettuata la gerarchizzazione dei nodi del grafo attraverso la tecnica del *leave one out*. In particolare, è stata valutata la variazione percentuale del valore dell'indice calcolato considerando dapprima tutte le macchie ed escludendo, poi, dal calcolo una macchia per volta (Saura & Pascual-Hortal, 2007).

L'importanza di ogni nodo viene data da:

$$\delta PC (\%) = ((PC - PC')/PC) \times 100$$

dove δPC è la variazione dell'indice; PC il valore dell'indice calcolato con tutti i nodi; PC' il valore dell'indice escludendo un nodo alla volta.

Il valore di δPC sarà di poco superiore allo 0 per macchie isolate (δPC non sarà mai uguale a 0 poiché ogni macchia può essere considerata come un territorio connesso al suo interno), tenderà al valore 100 nel caso in cui il paesaggio sia costituito da un'unica macchia. Valori elevati di δPC sottolineano un contributo importante nella definizione del valore complessivo di PC , mentre valori bassi indicano un contributo minore.

A seguire, il valore del δPC è stato suddiviso in frazioni che esprimono diversi aspetti della connettività (Saura, 2008; Saura & Rubio, 2009):

$$\delta PC_{(\text{numeratore})} = \delta PC_{\text{intra}} + \delta PC_{\text{flux}} + \delta PC_{\text{connector}}$$

dove δPC_{intra} indica la variazione nella disponibilità di habitat idoneo interno al mosaico territoriale e dipende solo dall'estensione di questo. $PC_{\text{intra}} = \sum a_i^2$ dove i rappresenta ogni macchia idonea del mosaico;

δPC_{flux} esprime il grado di connessione tra le macchie attraverso il flusso di dispersione ricevuto o prodotto fra le macchie e dipende dall'area di ognuna di esse e dalla loro ubicazione. $PC_{\text{flux}} = \sum a_i \cdot p_{ij}$;

$\delta PC_{\text{connector}}$ indica l'importanza di una macchia nel mantenere la connettività fra le restanti macchie del paesaggio, come una *stepping-stone* fra esse. Dipende solo dalla loro ubicazione. $PC_{\text{connector}} = \sum p_{ij}$.

Infine, per ogni bacino idrografico considerato sono state integrate le informazioni sulla connettività prodotte in questo lavoro con le informazioni prodotte di recente sull'idoneità (Loy *et al.*, 2008) e con i dati di presenza-assenza (Loy, 2008). Ciò ha consentito di ipotizzare le dinamiche *source-sink* dei bacini idrografici dell'area di studio. In particolare, è stato attribuito un ruolo *source* ai bacini nei quali la specie è presente e che presentano elevati valori di idoneità e di connettività con i bacini contigui, e un ruolo *sink* ai bacini nei quali la specie risulta ad oggi assente ma che presentano buoni valori di idoneità e di connettività con i bacini di presenza.

3. Risultati e discussione

I sette bacini considerati mostrano un grado di connettività eterogeneo (fig. 3), che risulta minimo lungo lo spartiacque Fortore-Saccione ($PC = 0.0022$) e massimo tra i bacini Volturmo e Sangro ($PC = 0.1371$).

La connettività più elevata si rileva nelle aree montane del Molise, che includono l'alto e medio corso dei fiumi Trigno, Volturmo e Sangro; al contrario, i valori più bassi dell'indice si rilevano nei corsi d'acqua del basso Molise, ovvero tra i bacini Sinarca, Saccione, Fortore e il basso corso del Fiume Trigno.

La differenza nel valore dell'indice tra i bacini dell'alto e quelli del basso Molise è dovuta ad una diminuzione della probabilità di dispersione nei settori del basso Molise causata da due fattori: diminuzione nel numero, nell'estensione e nella continuità delle macchie di habitat idoneo alla specie lungo le aste fluviali ed incremento nel grado di antropizzazione della matrice territoriale.

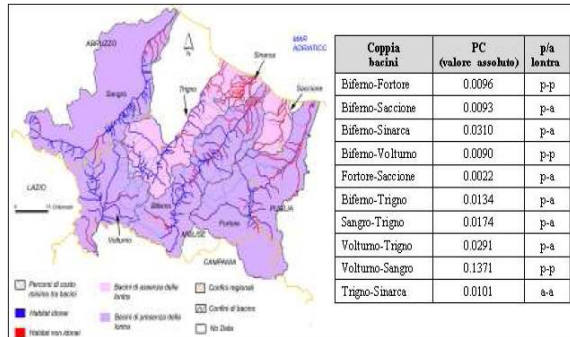


Fig. 3. Risultati delle analisi di idoneità e connettività nell'areale settentrionale della lontra. Nella tabella inserita in figura si leggono i valori dell'indice PC tra tutte le coppie di bacini presenti nell'area di studio in relazione ai dati di presenza (p)/assenza (a) della lontra.

Attraverso la gerarchizzazione dei nodi è stato possibile individuare le macchie idonee più importanti nel garantire l'attuale livello di connettività per la lontra nell'area indagata. L'indice PC è stato calcolato per tutte le coppie di bacini contigui presenti nell'area di studio ma, considerando che il ruolo di ogni nodo varia a seconda dei bacini considerati, sono stati selezionati i due nodi più importanti per ogni coppia. Successivamente questi nodi sono stati raggruppati in tre classi: la prima contiene i nodi importanti nel garantire la connettività di un bacino con altri tre bacini idrografici, la seconda classe include i nodi importanti per la connettività con due bacini, l'ultima classe contiene i nodi che garantiscono la connessione con un solo bacino contiguo. I risultati della gerarchizzazione (δPC) sono mostrati in figura 4. Le macchie più importanti nel garantire la connettività sono le macchie idonee più estese lungo i fiumi. Questi habitat sono concentrati soprattutto lungo le aste fluviali principali, come alcuni tratti dei fiumi Volturno e Biferno (Fig. 4). Ad esempio, le fasce fluviali del Fiume Volturno e dei suoi tributari principali (nodo 1 in fig. 4) risultano importanti nel garantire la connettività con tre bacini (Sangro, Trigno e alto Biferno). Dalla stessa analisi deriva che, nel settore basso-collinare limitrofo alla costa, gli habitat fluviali del medio-basso Biferno svolgono un ruolo importante nel garantire la connettività con i fiumi Fortore, Saccione e Sinarcia. Il Biferno è infatti

collegato con numerosi corridoi ai tre bacini suddetti (fig. 3), ma tali corridoi connettono habitat molto frammentati e non idonei alla specie.

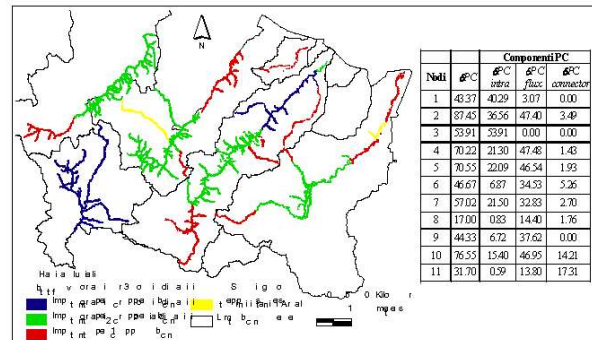


Fig. 4 – Analisi della connettività: gerarchizzazione delle macchie ottenuta nell'areale settentrionale. Le macchie commentate sono contraddistinte dai numeri. I corridoi di dispersione sono indicati come linee tratteggiate che uniscono habitat fluviali di bacini contigui. In tabella sono riportati i valori massimi della variazione dell'indice e delle sue componenti ricavati dalle tabelle di dettaglio per ogni coppia di bacini. Il numero dei nodi (macchie di habitat) corrisponde a quello che si legge nell'elaborazione cartografica posta nella parte sinistra di questa figura.

L'analisi delle componenti del δPC indica che il contributo prevalente alla connettività dei nodi 1, 2, 4, 5 e 10 in figura 4 è legato alla notevole estensione delle loro aree (δPC_{intra}). I valori del flusso (δPC_{flux}), che dipendono dall'estensione e dall'ubicazione delle macchie, indicano che le macchie 1 e 3, che sono poste in posizione marginale, hanno valori inferiori rispetto alle macchie 2 e 4, situate nella parte centrale dell'areale.

I valori alti di $\delta PC_{connector}$ fanno riferimento alle *stepping stones*, ovvero a quelle macchie che contribuiscono allo spostamento tra bacini principalmente attraverso la loro ubicazione strategica. I valori più elevati di questa componente corrispondono ai tributari che si protendono verso la linea di spartiacque fra Fortore e Saccione e fra Trigno e Sangro (macchie 10 e 11 in figura 4).

In generale, il bacino del Volturno e il bacino del Biferno, nei quali le lontre sono presenti per la maggior parte della loro estensione, mostrano i valori più elevati di idoneità e connettività, suggerendo che possono rivestire un importante ruolo di area sorgente (*source*) per i bacini circostanti. Di questi, il bacino del Trigno, che mostra elevati valori di idoneità ma in cui la lontra è attualmente assente,

potrebbe svolgere una funzione di 'pozzo' (*sink*), con una maggiore probabilità di colonizzazione dal Volturno (PC = 0.0291) piuttosto che dal Biferno (PC = 0.0134). Il bacino del Fortore, caratterizzato da modeste coperture di habitat idoneo e da valori medi di connettività, ha un ruolo secondario nell'espansione della specie nel breve periodo, mentre il Saccione ed il Sinarca, caratterizzati da valori molto bassi di idoneità e connettività, non offrono condizioni idonee alla colonizzazione nel breve termine. Per una espansione della specie in questi due bacini sono indispensabili opere di ripristino degli habitat ripariali e della matrice territoriale, tesi a favorire la riqualificazione dei corridoi per la dispersione.

4. Conclusioni

L'applicazione di un indice di connettività derivato dalla teoria dei grafi si è dimostrata efficace nella descrizione di un ipotetico scenario di dispersione di una specie semiacquatica.

In particolare, l'indice PC ha permesso di individuare le macchie di habitat fluviale importanti nel mantenimento della connettività territoriale per la lontra europea tra i bacini che caratterizzano la porzione più settentrionale dell'areale italiano della specie. L'insieme di queste macchie e dei cammini di costo minimo tra esse formano i corridoi di dispersione idonei per lo spostamento della lontra tra bacini contigui. I corridoi costituiscono quindi le aree in cui si ha la più elevata probabilità che si verifichino i movimenti di dispersione della specie. Il modello ha consentito anche di individuare le aree che richiedono interventi di riqualificazione mirati al ripristino della connettività, quali le aste fluviali prossime alla costa e alcuni tributari del F. Volturno (F. Carpino), del F. Trigno (T. Tirino) e del F. Biferno (T. Cigno).

Attraverso l'integrazione delle informazioni sull'analisi della connettività prodotte in questo lavoro con le informazioni prodotte di recente sull'idoneità (Loy *et al.*, 2008) e i dati di presenza-assenza della specie (Loy, 2008), è stato possibile ipotizzare, per ciascun bacino, la capacità di sostenere popolazioni *source* o, al contrario, di accogliere individui in dispersione (ruolo *sink*). È emerso che i corsi d'acqua dell'alto Molise, in

particolare la porzione più alta del Volturno, giocano un ruolo chiave nel processo di dispersione della lontra nella parte più settentrionale del suo areale italiano.

Riferimenti bibliografici

- Adriaensen, F., Chardon, J.P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., Mathyssen, E. (2003) The application of "least-cost" modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban planning*, 64, 233-247.
- Battisti, C. (2004) Frammentazione ambientale, connettività, reti ecologiche. Un contributo teorico e metodologico con particolare riferimento alla fauna selvatica. Provincia di roma, Assessorato alle Politiche Agricole, Ambientali e Protezione Civile, pp 249.
- Bennet, A. F. (1999) Linkages in the landscapes. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 254 pp.
- Carranza, M.L., Capotorti G., Ricotta C., Acosta A. & Blasi C. (2000) Analisi della natura dei contatti per la valutazione dello stato di conservazione del paesaggio vegetale. Quarta conferenza ASITA. Genova. Atti del congresso: 533.538.
- Conroy, J.W.H. & Chanin, P.F. (2000) The status of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Europe - A review. Proceedings of the first Otter Toxicology Conference, (Edited by Conroy J.W.H., Yoxon P., Gutleb A.C.) Isle of Skye. Journal of the International Otter Survival Fund, 1, International Otter Survival Fund, Broadford, Isle of Skye IV49 9AQ, Scotland.
- De Castro, G. & Loy, A. (2007) Un nuovo censimento della lontra (*Lutra lutra*, Carnivora, Mammalia) nel fiume Sangro (Abruzzo): inizia la ricolonizzazione dell'Italia centrale? 68° convegno Unione Zoologica Italiana, Lecce, 23-25 Settembre 2007. Riassunti: 105.
- Harary, F. (1969) Graph Theory. Addison-Wesley, Reading, MA.
- Janssens, X., Fontaine, M.C., Michaux, J.R., Libois, R., de Kermabon, J., Defourny, P. & Baret, P.V. (2007) Genetic pattern of the recent recovery of European otters in southern France. *Ecography*, 31, 176-186.
- Jongman, R.H.G. (1995) Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *J. Landscape and Urban Planning*, 32, 169-183.
- Kruuk, H. (2006) Otters, ecology, behaviour and conservation. Oxford University Press, Oxford
- Loy, A., Bucci, L., Carranza, M.L., De Castro, G., Di Marzio, P., Reggiani, G. (2004) Survey and habitat evaluation for a peripheral population of the Eurasian otter in Italy. In: Proceedings of the IX International Otter Colloquium, Frostburg (USA). IUCN Otter Specialist Group Bulletin.
- Loy A., Carranza M. L., Cianfrani C., D'Alessandro E., Bonesi L., Di Marzio P., Minotti M., Reggiani G. (2008) Otter *Lutra lutra* populations' expansion in Italy: assessing habitat suitability and connectivity for the northern nucleous. *Folia zoologica*, in stampa.
- Neel, M.C. (2008) Patch connectivity and genetic diversity conservation in the federally endangered and

narrowly endemic plant species *Astragalus albens* (Fabaceae). *Biological Conservation*, 141, 938-955.

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.

Prigioni, C., Remonti, L., Balestrieri, A., Sgrosso, S., Priore, G. (2006b) How many otters are there in Italy? *Hystric It. J. Mamm. (N.S.)*, 17(1), 29-36.

Ray, N. (2005) PATHMATRIX: a geographical information system tool to compute effective distances among samples. *Molecular Ecology Notes*, 5, 177-180.

Ricotta, C., Ricotta, C., Stanisci, A., Avena, G.C., Blasi, C. (2000) Quantifying the network connectivity of landscape mosaics: a graph-theoretical approach. *Commun. Ecol.* 1 (1), 89-94.

Saura, S. (2008) Evaluating forest landscape connectivity through Conefor Sensinode 2.2. In: Laforteza R., Chen J., Sanesi G., Crow T. R.. *Pattern and Processes in Forest Landscape: Multiple Use and Sustainable Management*. Springer.

Saura, S., Pascual-Hortal, L. (2007) A new availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* 83, 91-103.

Saura, S., Rubio, L. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecografy* (submitted).

Saura, S., Tomé, J. (2008) Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling and Software*, 24 (1), 135-139.

Theobald, D. M. (2006) Exploring the functional connectivity of landscapes using landscape networks. In Crooks K. R. and Sanjayan M. (Eds). *Connectivity Conservation*. *Conservation Biology* 14, Cambridge University Press. Cambridge.

Urban, D. L., Keitt, T. H. (2001) Landscape connectivity: a graph theoretic perspective. *Ecology*, 82 (5), 1205-1218.

ARTICOLO 3

Estimo e Territorio. Valutare e gestire l'ambiente, 4, 31-38 (2009)

pag. 78

Un modello di rete ecologica per la lontra in Italia.

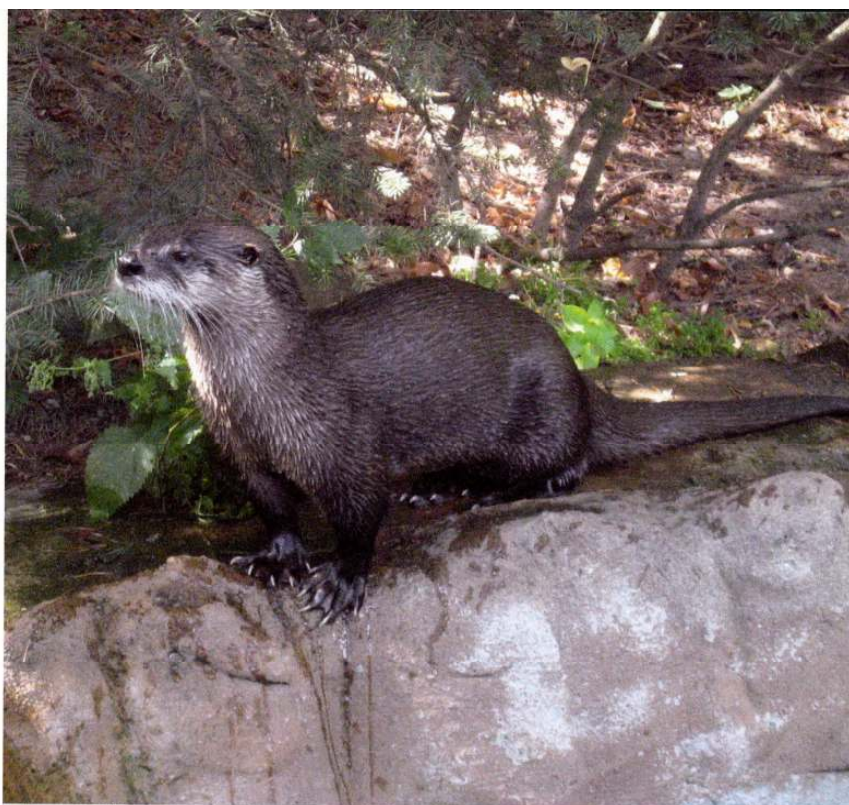
Abstract

To correctly protect the biodiversity, taking into account the fragile balance between natural and anthropogenic processes, a reliable knowledge about the landscape and the dynamics that take place in it are essential. Each species has own auto ecological needs, so an effective landscape planning strategy need to be species-specific.

This study aims to define the ecological network for the otter (*Lutra lutra*) in the northern portion of its current range in Italy. The otter is a semi-aquatic carnivore and is one of the most endangered mammals in Italy. We suggested a new approach to analyze the connectivity for otters between neighbouring river basins.

This approach is based on graph theory. The results allowed identifying the different role of each catchment in otters' dispersal process and defining the corridors which could favour otters' expansion.

di Evelina D'Alessandro,
Maria Laura Carranza,
Santiago Saura, Anna Loy



▲ Esempio di lontra (*Lutra lutra*) in area ripariale (foto di A. Loy)

Modello di rete ecologica per la lontra in Italia

Le reti ecologiche e la conservazione biologica

La sopravvivenza delle specie vegetali ed animali e, in generale, la conservazione della biodiversità sono messe a dura prova dalla frammentazione degli habitat e dalla perdita di connettività del mosaico territoriale (Bennet, 1999). La frammentazione ambientale, spesso dovuta da fattori di origine antropica, causa la riduzione e l'isolamento progressivi delle aree naturali. La "matrice" territoriale trasformata può, a sua volta, influenzare fauna, flora, vegetazione e processi ecologici nei frammenti residui: la qualità e la superficie degli habitat per ciascuna specie sensibile si riduce e vengono così alterati i meccanismi naturali di dispersione, con effetti dilazionati nel tempo. Attualmente la frammentazione ambientale costituisce uno dei principali fattori di minaccia alla diversità biologica.

L'implementazione di una rete ecologica comporta il mantenimento e/o il rafforzamento della continuità spaziale e funziona-

le degli habitat naturali e seminaturali esistenti in un dato territorio. Inoltre, una rete permette di analizzare la distribuzione e i movimenti delle specie nel paesaggio, poiché integra le informazioni sulla densità delle popolazioni, sul comportamento delle specie e sui meccanismi di dispersione di queste. L'efficienza funzionale della rete può essere definita utilizzando algoritmi di connettività elaborati in un Sistema Informativo Territoriale (SIT o GIS) (Scott *et al.*, 2002). Negli ultimi tempi, nell'ambito delle applicazioni alla biologia della conservazione, sono stati proposti molteplici indici e diverse metodologie per l'analisi della connettività (Calabrese & Fagan, 2004; Pascual-Hortal & Saura, 2006). Gli indici di connettività riassumono la complessità del mosaico di paesaggio e la sua funzionalità, mettendole in relazione al movimento delle specie a diverse scale spaziali (Calabrese & Fagan, 2004). Nonostante esista una buona produzione scientifica sulla connettività di elementi lineari quali siepi e filari (Battisti 2004), l'analisi della connettività dei reticoli fluviali è un campo relativamente nuovo (Ward *et al.*, 2002). In particola-

re, i modelli di diffusione e di connettività tra bacini idrografici per le specie semiacquatiche sono quasi assenti.

L'obiettivo del lavoro consiste dunque nel proporre una nuova procedura per la definizione della rete ecologica di uno dei mammiferi più minacciati della fauna italiana, la lontra eurasiatica (*Lutra lutra*), nell'areale di distribuzione settentrionale della specie in Italia. La procedura è stata sviluppata nell'ambito di un Sistema Informativo Territoriale e ha previsto l'applicazione della teoria dei grafi all'analisi della connettività tra gli habitat fluviali idonei alla specie appartenenti a bacini idrografici contigui.

Perché la lontra?

La lontra eurasiatica (*Lutra lutra*), per le sue caratteristiche di vulnerabilità e il suo legame con l'acqua, viene considerata una specie "ombrello" (*umbrella species*), la cui tutela garantisce la conservazione degli ecosistemi fluviali e ripari (Landers *et al.*, 1988). La specie è, inoltre, uno dei mammiferi più minacciati della fauna nazionale e, in Italia, sopravvive ormai con pochi nuclei in alcuni bacini meridionali della penisola (Reggiani & Loy, 2006).

Da anni gli esperti di lontra e diverse associazioni impegnate nella conservazione della natura in Italia auspicano l'implementazione di una rete ecologica per la specie articolata su un approccio a larga scala (Loy *et al.*, 2007; Panzacchi *et al.*, in stampa). Tale rete deve garantire la persistenza delle popolazioni nei diversi bacini fluviali in cui la lontra è ancora presente e favorire la progressiva ricolonizzazione degli habitat al momento inoccupati. Di recente, il Ministero per l'Ambiente e la Tutela del territorio e del Mare ha prodotto una Rete Ecologica Nazionale (REN - Boitani *et al.*, 2002) per tutte le specie di Vertebrati della fauna italiana, tra cui la lontra. Sebbene la REN costituisca un valido strumento per la valutazione della disponibilità di aree idonee per le specie, presenta diversi limiti. Ad esempio, la scala alla quale è stata realizzata (1:250.000) offre un'accuratezza modesta degli habitat fluviali. Inoltre, pur proponendo un modello di idoneità per la specie, la REN non fornisce informazioni quantitative sull'analisi delle connessioni tra gli habitat o sulla permeabilità della matrice territoriale. Risulta, quindi, evidente la necessità di integrare la Rete Ecologica Nazionale con strumenti di valutazione più dettagliati, tali da permettere la pianificazione di interventi a scala locale che siano però coerenti e coordinati a livello nazionale.

Ecologia e distribuzione della lontra in Italia

La lontra eurasiatica (*Lutra lutra*) è un carnivoro della famiglia *Mustelidae*. In Italia è tra i mammiferi più esposti al rischio di estinzione e, per questo motivo, è stato inserito nella *Lista Rossa delle Specie Minacciate di Estinzione* (IUCN, 1994) all'interno della categoria CR (*Criticamente in Pericolo*) (Bulgarini *et al.*, 1998).

La lontra è una specie semiacquatica che si muove abitualmente lungo e dentro i fiumi, seguendo i percorsi lineari costituiti dal reticolo



▲ Figura 1 - Le attività quotidiane della lontra si esplicano essenzialmente in acqua (foto di A. Loy)

idrografico, e nelle aree ripariali ad essi contigue (figura 1). L'uso dello spazio si concentra entro pochi metri dai fiumi ed è influenzato dalla disponibilità di siti di riposo e di alimentazione, oltre che dal disturbo antropico (Kruuk, 1995, 2006; Mason & Macdonald, 1986).

Fino agli inizi del '900, la specie era diffusa nei corsi d'acqua dolce dell'intera penisola, ma, a partire dagli anni '40, la distribuzione e la consistenza delle popolazioni si sono progressivamente ridotte (Cagnolaro *et al.*, 1975), fino a scomparire da tutte le regioni dell'Italia centrale e settentrionale negli anni '90 (Macdonald & Mason, 1982). Attualmente, l'areale italiano include le regioni Campania, Basilicata, Molise, Puglia e Calabria. Le prime due formano l'areale centrale, le altre l'areale periferico (figura 2). Si ritiene che le popolazioni a maggior rischio di estinzione siano quelle più piccole ed isolate, in particolar modo la sub-popolazione dell'areale settentrionale di distribuzione della specie (Panzacchi *et al.*, in stampa).

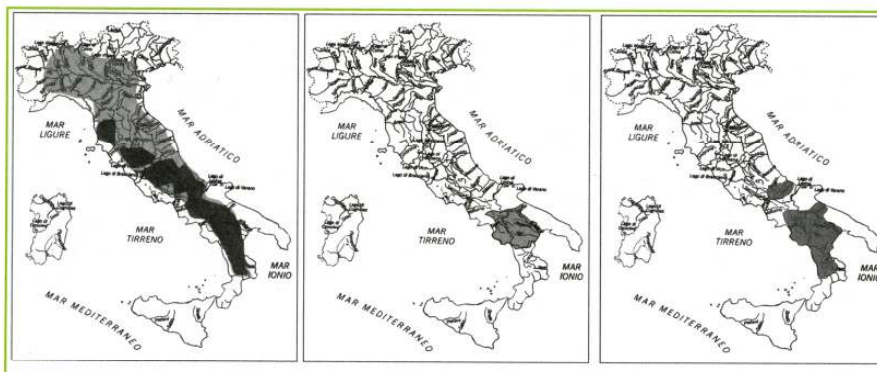
L'espansione dell'areale della lontra dipende sia dalla disponibilità di habitat fluviali idonei alla specie, sia dalla possibilità di spostamento tra bacini attraverso la dispersione.

La dispersione avviene a carico dei giovani, tra il decimo ed il sedicesimo mese di vita all'incirca (Mason & Macdonald 1986, Kruuk, 1995). Durante tale fase, le lontre seguono di preferenza il corso dei fiumi (Saavedra, 2002) ed utilizzano percorsi che minimizzano le distanze percorse lontano dall'acqua (Jefferies, 1989); gli spostamenti massimi attraverso il mosaico territoriale raggiungono all'incirca i 30 km a partire dal punto di rilascio in aree inoccupate, dove si registra l'assenza di competizione intraspecifica (Di Marzio, 2004).

Area di studio

Il presente lavoro analizza la connettività tra gli habitat fluviali idonei alla lontra appartenenti a bacini idrografici contigui nell'areale

La ricerca di nuove forme di equilibrio tra processi naturali e processi antropici mirati alla tutela della biodiversità dipende strettamente dal grado di conoscenza del territorio e delle dinamiche che in esso si svolgono



◀ **Figura 2 - Modificazioni dell'areale della lontra in Italia dal 1900 a oggi.** A sinistra, in grigio chiaro, la situazione dal censimento del 1975 (Cagnolaro et al. 1975); in grigio scuro la distribuzione risultante dai censimenti degli '80 (Macdonald & Mason, 1982, Cassola et al., 1986). Al centro, l'areale pubblicato dal Ministero dell'Ambiente nel 1990. A destra la stima dell'areale attuale, disgiunto in due nuclei, il più settentrionale centrato sul Molise, il secondo sulla Campania e la Basilicata (da Loy et al., 2007, ridisegnato)

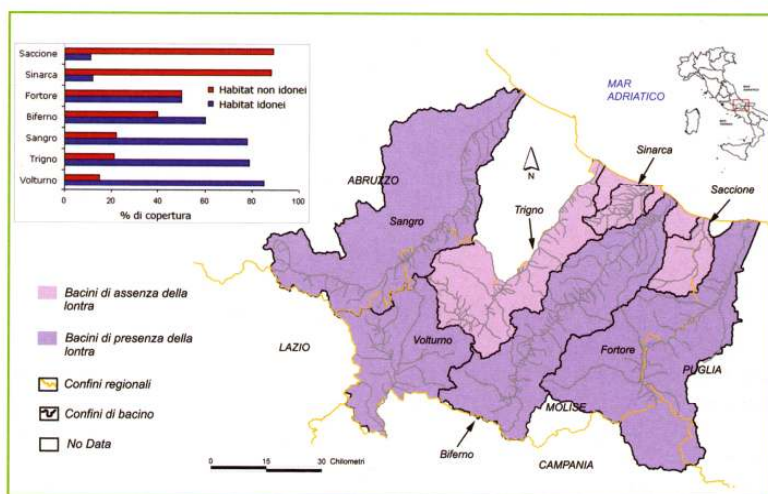
sette bacini idrografici, in quattro dei quali è presente la lontra: Volturno, Biferno, Fortore, Sangro. Questi bacini sono caratterizzati da un'elevata percentuale di copertura degli habitat idonei alla lontra (63% circa, Loy et al., 2008), concentrati, in particolare, nei bacini dell'alto Molise (figura 3).

Teoria dei grafi ed analisi della connettività laterale

Per la valutazione della connettività è stato scelto un indice derivante dalla teoria matematica dei grafi (Harary, 1969). L'applicazione della teoria dei grafi all'ecologia del paesaggio consente sia di ridurre la complessità del mosaico territoriale ad una configurazione spaziale di facile lettura, sia di fornire un modello quantitativo delle relazioni funzionali che lo caratterizzano (Carranza et al., 2000; Urban & Keitt, 2001; Pascual-Hortal & Saura, 2006).

Un grafo $G = (V, L)$ è formato da un insieme di nodi V (o vertici) e un insieme di legami L (o archi) che collegano i nodi secondo regole prestabilite che ne definiscono le connessioni (figura 4). In un paesaggio, i nodi del grafo possono essere rappresentati dalle macchie di habitat fluviale idoneo alla lontra e i legami possono essere costituiti dalle relazioni funzionali intercorrenti tra tali macchie (figura 5). Una volta costruito il grafo, che raffigura in modo schematico il paesaggio considerato, è possibile analizzarne la struttura mediante il calcolo di indici topologici (Ricotta et al., 2000).

Per analizzare il fenomeno della dispersione della lontra tra bacini idrografici è stata studiata la "connettività laterale", che fa ri-



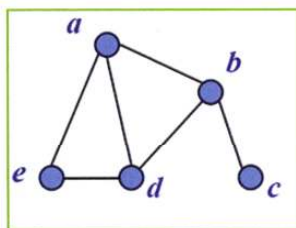
▲ **Figura 3 - Aree di distribuzione della lontra eurasiatica nell'area di studio (in rosa scuro è segnalata l'area del Sangro di recente colonizzazione) e valori percentuali di copertura degli habitat idonei e non idonei in ogni bacino**

ferimento allo spostamento della specie da un bacino idrografico in cui è presente ad uno, idoneo e contiguo, in cui essa è assente.

In figura 6 viene presentato lo schema di lavoro proposto per l'analisi della connettività tra bacini. Il punto di partenza è stato rappresentato da un recente modello di idoneità per la lontra sviluppato a scala di dettaglio (1:5000) nell'area di studio (HSI, Habitat Suitability Model) (Loy et al., 2008). Questo modello descrive gli ambienti idonei alla specie all'interno di una fascia di 150 metri da ciascun lato delle aste, per complessivi 300 metri. Tale ampiezza garantisce di considerarne sia i siti di rifugio che quelli di riproduzione (Loy et al., 2008).

A partire dal modello, sono state selezionate le macchie di habitat fluviale idoneo alla lontra, che hanno rappresentato i nodi del grafo (Loy et al. (2008) (figura 6A). Per la definizione dei legami sono stati calcolati i cammini di costo minimo tra i nodi (figura 6B). Il cammino di costo minimo è una misura della distanza geografica tra

Ogni specie floristica e faunistica ha esigenze specifiche in relazione alla propria autoecologia, una strategia efficace di gestione territoriale deve essere necessariamente specie-specifica



◀ Figura 4 - Un grafo G con nodi a, b, c, d, e e legami ab, ae, ad, ed, db, bc

Teoria dei grafi	Ecologia del paesaggio	Connettività tra bacini	
Grafo	Paesaggio	Bacini fluviali contigui	
Nodo o vertice	Macchia di habitat	Macchia di habitat fluviale idoneo	
Legame o arco (segmento che unisce due nodi secondo regole definite)	Distanza tra macchie di habitat	Distanza tra macchie di habitat fluviale appartenenti a due bacini contigui (cammino di costo minimo)	

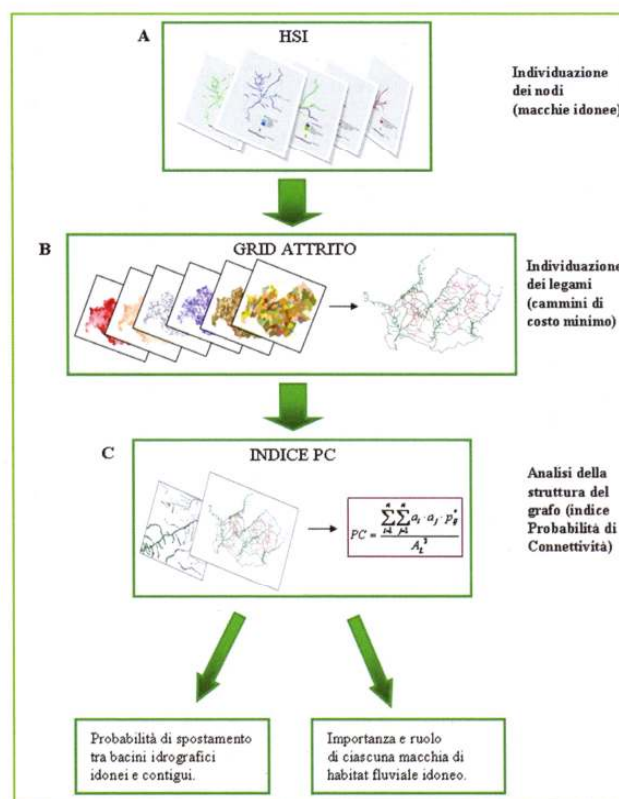
▲ Figura 5 - Analogia grafo-paesaggio ed applicazione al caso studio

macchie di habitat modificata con il costo che la specie deve sostenere per muoversi tra esse (Adriaensen *et al.*, 2003). Ad esempio, 10 metri in pianura hanno un costo di spostamento minore della stessa distanza su superfici scoscese; analogamente, 10 m in bosco hanno un costo di spostamento minore della stessa distanza percorsa in aree prative.

Alla definizione del costo si è giunti tramite la combinazione di sei variabili ritenute significative per lo spostamento della lontra: altitudine, pendenza, reticolo stradale, reticolo fluviale, uso del suolo, densità abitativa. Ciascuna delle sei variabili ha costituito uno strato digitale del Sistema Informativo Territoriale (ArcView 3.2): i sei strati sono stati opportunamente integrati per ottenere una rappresentazione del territorio detta grid di attrito, che mostra la resistenza allo spostamento del mosaico. I cammini di costo minimo sono stati calcolati sul grid (PathMatrix in ArcView 3.2, Ray, 2005) (figura 6B).

Dopo aver ottenuto i nodi e i legami, la struttura del grafo è stata quindi analizzata mediante un indice matematico di recente formulazione (Saura & Pascual-Hortal, 2007), applicato per la prima volta ai sistemi fluviali (figura 6C).

L'indice scelto si chiama Probabilità di Connettività (Saura & Pascual-Hortal, 2007). Si tratta di un indice di tipo funzionale, che "lega" le caratteristiche del mosaico territoriale indagato alle caratteristiche autoecologiche della lontra. Inoltre, è basato sul concetto di disponibilità di habitat, poiché considera numero ed estensione di ciascuna macchia di habitat fluviale idoneo alla specie ed è di tipo probabilistico, ossia risponde alla domanda: "Con quale probabilità si produce la dispersione tra due bacini idrografici contigui?".



▲ Figura 6 - Schema di lavoro seguito per l'analisi della connettività laterale

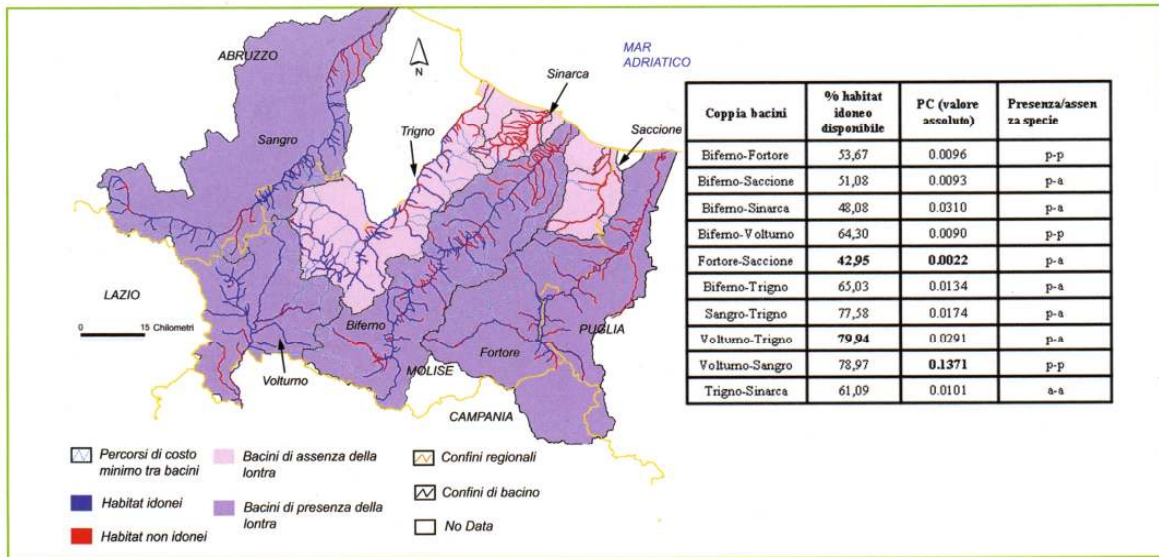
Dato un insieme di macchie idonee (n) e un insieme di connessioni tra esse (p_{ij}), PC esprime la probabilità che due animali, rilasciati a caso in un paesaggio, ricadano in macchie interconnesse. L'indice varia tra 0 (nessuna connettività tra le macchie di habitat idoneo) e 1 (connettività massima tra le macchie di habitat idoneo) e quantifica la probabilità di ricolonizzazione naturale dei bacini da parte della lontra.

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i \times a_j \times p_{ij}^*}{A_t^2}$$

PC = Probabilità di Connettività
 n = numero totale nodi (macchie idonee)
 a_i e a_j = attributo dei nodi (area)
 A_t = area totale
 P_{ij}^* = massimo prodotto di probabilità di tutti i cammini tra i nodi i e j .

Infine, l'integrazione informazioni derivanti dall'analisi dell'idoneità con i dati di connettività e di presenza/assenza della specie ha permesso di operare una distinzione tra i bacini che potrebbero favorire la dispersione

Lo studio individua la struttura della rete ecologica per la lontra (*Lutra lutra*), carnivoro semiacquatico a forte rischio di estinzione in Italia, nella porzione più settentrionale del suo areale di distribuzione attuale



▲ **Figura 7 - Distribuzione delle aree idonee e non idonee nell'areale settentrionale di distribuzione della lontra e cammini di costo minimo. A destra sono riportati i valori dell'indice PC tra tutte le coppie di bacini presenti nell'area di studio in relazione alla percentuale di copertura degli habitat idonei e ai dati di presenza (p)/assenza (a) della lontra. I valori molto piccoli sono dovuti all'inclusione, nel calcolo, dell'area dell'intero mosaico territoriale di riferimento (Neel, 2008)**

poiché sostengono popolazioni sorgente e i bacini idonei, nei quali la specie è attualmente assente, che potrebbero accogliere gli individui in dispersione.

Risultati e discussione

I sette bacini considerati mostrano un grado di connettività eterogeneo (figura 7), che risulta minimo lungo lo spartiacque Fortore-Saccione (PC = 0.0022) e massimo tra i bacini Volturno e Sangro (PC = 0.1371).



▲ **Figura 8 - Paesaggio montano del Molise caratterizzato da una matrice territoriale naturale e seminaturale**

In generale, il grado di connettività è risultato proporzionale alla disponibilità di habitat idoneo. I bacini tra i quali esiste la connettività più elevata sono quelli situati nella parte montuosa del Molise (Trigno, Volturno, Sangro); al contrario, i valori più piccoli dell'indice corrispondono ai bacini del basso Molise. La diminuzione della probabilità di dispersione nei settori del basso Molise è dovuta, da un lato, alla diminuzione in numero, estensione e continuità degli habitat fluviali idonei alla specie, dall'altro all'incremento del grado di antropizzazione della matrice. Nella figura 8 è riportato un tipico scorcio montano dell'area di studio caratterizzato da una matrice territoriale naturale e seminaturale; nella figura 9 la matrice è rappresentata in prevalenza da campi coltivati. Nel basso Molise la pressione antropica si esplica soprattutto attraverso l'agricoltura, che frammenta e altera gli ecosistemi naturali.

Sulla base dei risultati, è possibile ipotizzare la funzione dei diversi bacini idrografici nel processo di dispersione della lontra, distinguendo tra quelli che, per le loro caratteristiche di idoneità, connettività e dati di presenza della specie, potrebbero consentire la colonizzazione dei bacini limitrofi in cui la lontra è oggi assente e i bacini che, sulla base delle suddette caratteristiche, potrebbero accogliere gli individui in dispersione.

Sangro

Fino a tempi recenti era considerato un bacino di assenza della lontra, ma dati dell'anno 2007 (De Castro & Loy, 2007) evidenziano tracce della sua presenza nel medio corso dell'asta principale. Il Sangro presenta un'idoneità per la specie molto elevata (figura 3), concentrata nell'alto e medio corso del fiume (figura 7). I valori di connettività con il Trigno (PC = 0.0174) e con il Vol-



▲ **Figura 9** - Paesaggio limitrofo alla fascia costiera molisana. L'habitat ripariale lungo le sponde fluviali di questo affluente del basso Fortore è stato completamente distrutto (foto di E. D'Alessandro)



▲ **Figura 10** - Esempio di habitat fluviale ben conservato lungo le sponde del F. Volturno (foto di E. D'Alessandro)

turno (PC = 0.1371) indicano che la colonizzazione è avvenuta con una probabilità maggiore dal bacino del Volturno, evidenziando una probabile dinamica *source-sink* tra questi due bacini.

Volturno

La grande estensione di aree idonee e le numerose connessioni con i bacini limitrofi Sangro, Trigno e Biferno fanno del Volturno un bacino con elevata probabilità di fungere da sorgente (*source*) verso i bacini limitrofi (figura 7 e 10). Si può presumere che da questo bacino sia infatti avvenuta la recente colonizzazione del Sangro (De Castro & Loy, 2007). In figura 11 sono evidenziati i corridoi preferenziali di spostamento (percorsi di costo minimo). Di ognuno di questi cammini si conosce l'ubicazione, la lunghezza in metri e la lunghezza in termini di costo sostenuto dalla specie per lo spostamento.

Fortore

Nonostante le coperture percentuali degli habitat idonei e non idonei del Fortore e dei tributari principali si eguagliano (figura 3), l'analisi della connettività (figura 7) indica una scarsa probabilità che questo bacino promuova nel breve periodo una ricolonizzazione di quelli limitrofi. In particolare, lungo lo spartiacque Fortore-Saccione, l'indice assume il valore più basso, a causa della forte antropizzazione della fascia riparia e della matrice territoriale del Saccione.

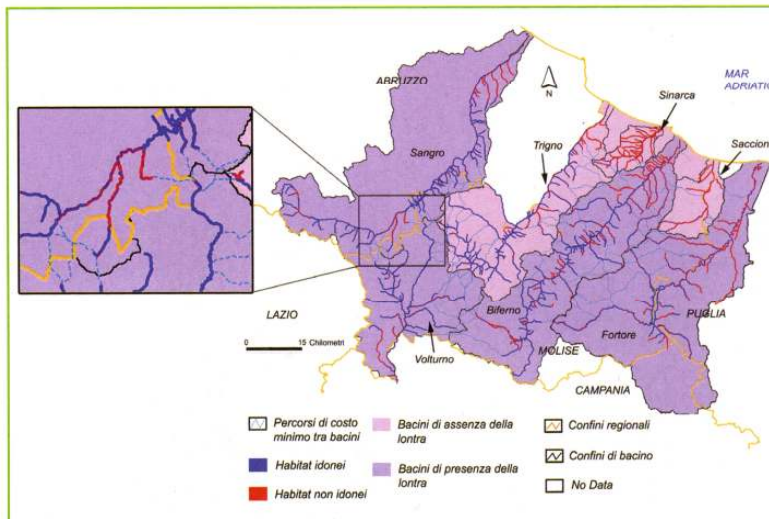
Biferno

Nonostante una percentuale di copertura di habitat idonei piuttosto elevata (figura 3), l'analisi della connettività (figura 7) evidenzia valori

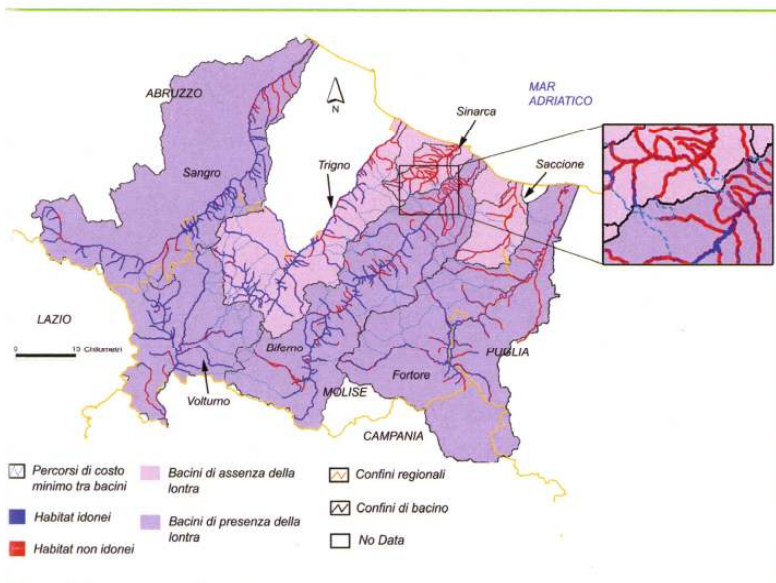
molto bassi dell'indice PC tra il bacino del Biferno e quelli contigui. Da questa analisi è stato ottenuto un valore di connettività discretamente alto tra il Biferno e il Sinarca (figura 7). Tuttavia, l'estensione e la proporzione tra habitat idonei e non idonei all'interno del Sinarca spingono a ritenere che non vi siano le condizioni perché si realizzi un evento di dispersione nel breve termine. Inoltre, il numero e la disposizione dei cammini di costo minimo indicano che questi sono esigui e connettono macchie di habitat idoneo di estensione molto limitata (figura 12).

Trigno

È il bacino che più degli altri potrebbe accogliere nel breve pe-



▲ **Figura 11** - Dettaglio dei cammini di dispersione (percorsi di costo minimo) presumibilmente utilizzati dalla lontra per la colonizzazione del bacino del Sangro



▲ Figura 12 - Dettaglio dei cammini di dispersione presenti tra il Biferno e il Sinarca



▲ Figura 13 - Una delle tipologie vegetali maggiormente gradite alla lontra è rappresentata dai popolamenti a *Typha latifolia* (foto di E. D'Alessandro)

riodo gli individui di lontra in dispersione. Infatti, nonostante fino ad ora non sia stato possibile rinvenirvi tracce della sua presenza, il bacino del Trigno rivela un'alta idoneità per la specie ed è contiguo a bacini in cui essa è presente (figura 3). Valutando i dati emersi dall'analisi della connettività (figura 7), e considerando il numero complessivo dei cammini di costo minimo fra i bacini dei fiumi Trigno, Biferno e Voltorno (figura 14), si può ipotizzare che la colonizzazione del bacino del Trigno avverrà con una probabilità maggiore dal Voltorno (PC = 0.0291), piuttosto che dal Biferno (PC = 0.0134).

Sinarca

Si ritiene che il bacino del Sinarca non possa essere colonizzato in tempi brevi dal Biferno, sia perché possiede una matrice territoriale molto antropizzata, sia perché è emersa la presenza di un esiguo numero di cammini di costo minimo che, per giunta, uniscono habitat fluviali idonei di estensione assai limitata (figure 3 e 12).

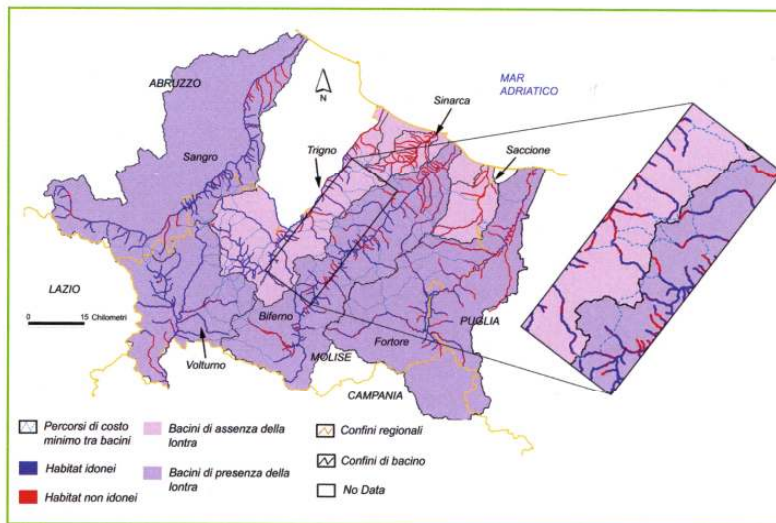
Saccione

Il basso valore di PC sia con il Biferno (PC = 0.0093), sia con il Fortore (PC = 0.0022), unitamente alla bassa percentuale di habitat idonei (figura 3), creano condizioni sfavorevoli ad una colonizzazione nel breve termine del bacino del Saccione, a meno di interventi di riqualificazione nella fascia riparia e nella matrice territoriale (figura 9).

Conclusioni

L'applicazione di un indice di connettività derivato dalla teoria dei grafi si è dimostrata efficace nel sintetizzare realtà complesse e nel descrivere il fenomeno della dispersione di una specie semiacquatica. In particolare, la procedura ha permesso di descrivere il ruolo dei diversi bacini nel contesto della funzionalità e della dinamica della rete ecologica per la lontra nell'areale settentrionale di distribuzione della specie in Italia. Il ruolo chiave è rivestito dal bacino del Voltorno, mentre l'espansione della specie nei bacini del basso Molise (Saccione, Sinarca, basso Fortore) è condizionata da una riqualificazione delle aree riparie e della matrice territoriale. Tra i bacini nei quali la lontra è assente, il Trigno rappresenta il bacino con la più elevata probabilità di colonizzazione nel breve periodo.

La procedura verrà applicata in futuro per definire l'importanza di ciascuna macchia di habitat fluviale nel mantenimento della connettività territoriale tra bacini idrografici contigui. Inoltre, saranno individuati gli habitat e i corridoi di spostamento da riqualificare al fine di aumentare la funzionalità del mosaico.



▲ **Figura 14 - Dettaglio dei cammini di dispersione presenti tra il Trigno e il Biferno**

Bibliografia

Adriaenssen F., Chardon J.P., De Blust G., Swinnen E., Villalba S., Gulinck H., Mathysen E. (2003) The application of "least-cost" modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban planning*, 64, 233-247.

AA. VV., in stampa. Piano d'azione naturale per la conservazione della lontra (*Lutra lutra*). Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (Direzione Conservazione della Natura), Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale.

Battisti C., (2004) Frammentazione ambientale, connettività, reti ecologiche. Un contributo teorico e metodologico con particolare riferimento alla fauna selvatica. Provincia di roma, Assessorato alle Politiche Agricole, Ambientali e Protezione Civile, pp 249.

Bennet A.F., 1999. Linkages in the landscapes. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 254 pp.

Boitani L., Corsi F., Faluccci A., Maiorano L., Marzetti L., Masi M., Montemaggioli A., Ottaviani D., Reggiani G., Rondinini C. (2002) Rete Ecologica Nazionale. Un approccio alla conservazione dei vertebrati italiani. Università di Roma "La Sapienza", Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo; Ministero dell'Ambiente, Direzione per la Conservazione della Natura; Istituto di Ecologia Applicata. <http://www.gisbau.uniroma1.it/REN>

Bulgarian F., Calvario E., Fratelli F., Petretti F., Sarrocco S. (a cura di) (1998) Libro rosso degli animali d'Italia. Vertebrati. WWF e Ministero dell'Università e della Ricerca Scientifica e Tecnologica.

Cagnolaro L., Rosso D., Spagnesi M., Venturi B (1975) Inchiesta sulla distribuzione della lontra (*Lutra lutra*) in Italia nei cantoni Ticino e grigioni (Svizzera) 1971-1973. *Ric. Biol. Selv.*, 63, 120 pp.

Calabrese J. M., Fagan W. F. (2004) A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Ecol Environ*, 2 (10), 529-536.

Carranza M.L., Capotorti G., Ricotta C., Acosta A., Blasi C. (2000) Analisi della natura dei contatti per la valutazione dello stato di conservazione del paesaggio vegetale. Conferenza Nazionale ASITA, Informazione Geografica: innovazione e formazione: 533-538. Genova.

Cassola F. (1986) La Lontra in Italia. Censimento, distribuzione e problemi di conservazione di una specie minacciata. In: *The Otter in Italy. Survey, distribution and conservation of an endangered species*. WWF Italia, Serie Atti e Studi n.5. Roma. 135 pp. In Italian with English summary.

Conroy J.W.H., Chanin P.F. (2000) The status of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Europe - A review. *Proceedings of the first Otter Toxicology Conference*, (Edited by Conroy J.W.H., Yoxon P., Guileb A.C.) Isle of Skye. *Journal of the International Otter Survival Fund*, 1, International Otter Survival Fund, Broadford, Isle of Skye IV49 9AQ, Scotland.

De Castro G., Loy A. (2007) Un nuovo censimento della lontra (*Lutra lutra*, *Carnivora*, *Mammalia*) nel fiume Sangro (Abruzzo): inizia la ricolonizzazione dell'Italia centrale? 68° convegno Unione Zoologica Italiana, Lecce, 23-25 Settembre 2007. Riassunti: 105.

Di Marzio M. (2004) Rilascio sperimentale di lontra europea (*Lutra lutra* L.) nel bacino idrografico Aterno-Pescara: analisi ecologica ed eto-biologica mediante tecniche radiotelemetriche. Tesi di laurea sperimentale. Università degli Studi dell'Aquila - Facoltà di Scienze MM.FF.NN. Relatori Biondi M. (Dip. Scienze Ambientali Università degli Studi dell'Aquila), Mattei L. (Corpo Forestale dello Stato).

Harary F. (1969) *Graph Theory*. Addison-Wesley, Reading, MA.

IUCN (1994) IUCN Red List Categories. Prepared by the IUCN/SSC. IUCN, Gland, Switzerland.

Jefferies D.J. (1989) The changing otter population of Britain 1700-1989. *Biol. J. Linn. Soc.*, 38: 61-69.

Kruuk H. (1995) *Wild otters. Predation e populations*. Oxford University Press, Oxford

Kruuk H. (2006) *Otters, ecology, behaviour and conservation*. Oxford University Press, Oxford

Landers P.B., Verner J., Thomas J.W. (1988) Ecological use of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology* 2: 316-328

Liles G. (2003) *Otter Breeding Sites. Conservation e Management. Conserving Natura 2000 Sites Conservation Techniques Series N° 5*. English Nature, Peterborough

Loy A., Bucci L., Carranza M.L., De Castro G., Di Marzio P., Reggiani G. (2004) Survey and habitat evaluation for a peripheral population of the Eurasian otter in Italy. In: *Proceedings of the IX International Otter Colloquium*, Froburg (USA). IUCN Otter Specialist Group Bulletin.

Loy A., Bonesi L., Carranza M.L., Celico F., Cianfrani C., Cimino F., D'Alessandro E., Di Marzio P., Di Martino P., Minotti M., Reggiani G. (2007). *Rete ecologica per la lontra - Fase 1. Primo Rapporto tecnico*. Dipartimento Scienze e Tecnologie per l'Ambiente e il Territorio e Ministero della Tutela del Territorio e del Mare.

Loy A., Carranza M. L., Cianfrani C., D'Alessandro E., Bonesi L., Di Marzio P., Minotti M., Reggiani G. (2008) Otter *Lutra lutra* populations' expansion in Italy: assessing habitat suitability and connectivity for the northern nucleus. *Folia zoologica*, in stampa.

Macdonald S.M., Mason C.F. (1982). *A Survey for otters (Lutra lutra) in Southern Italy*. Report to World Wildlife Fund, Italia, 15 pp.

Marcelli M., Fusillo R., Boitani, L. (2004). Boundaries and internal structure of range distribution of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Italy. IX International Otter Colloquium, 4-10 June 2004, Forstburg, USA.

Mason C.F., Macdonald S.M. (1986a) *Otters. Ecology e conservation*. Cambridge: Cambridge University Press.

Neel M.C. (2008) Patch connectivity and genetic diversity conservation in the federally endangered and narrowly endemic plant species *Astragalus albens* (Fabaceae). *Biological Conservation*, 141, 938-955.

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.

Prigioni C., Pandolfi M., Grimod I., Fumagalli R., Santolini R., Arcà G., Reggiani G., Montemurro F., Bonacoscia M., Racana A. (1989) Progetto Lontra Italia. Prima fase. *Relazione Tecnica per il Ministero dell'Ambiente*, 168 pp

Prigioni C., Remonti L., Balestrieri A., Sgrasso S., Priore G. (2006b) How many otters are there in Italy? *Hystrix It. J. Mamm.* (N.S.), 17(1), 29-36.

Ray N. (2005) PATHMATRIX: a geographical information system tool to compute effective distances among samples. *Molecular Ecology Notes*, 5, 177-180.

Reggiani G., Loy A. (2006) *Sulle tracce della lontra*. In: Fraissinet M., Petretti F. (a cura di). *Salvati dall'arca*. WWF Italia Ong - Onlus. Alberto Perdisa [Ed.], pp. 83-106.

Ricotta C., Stanisci A., Avena G.C., Blasi C. (2000) Quantifying the network connectivity of landscape mosaics: a graph-theoretical approach. *Commun. Ecol.* 1 (1), 89-94.

Saavedra B. (2002) *Reintroduction of the Eurasian otter (Lutra lutra) in Muga and Fluvià basins (north-eastern Spain): viability, development, monitoring and trends of the new population*. PhD thesis. University of Girona, Spain.

Scott J.M., Heglund P.J., Morrison M., Raphael M., Hauffer J., Wall B. (eds.) (2002) *Predicting species occurrences: issues of scale and accuracy*. Island Press, Covello, California, USA.

Saura S., Pascual-Hortal L. (2007) A new availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning* 83, 91-103.

Saura S. (2008) Evaluating forest landscape connectivity through Conefor Sensinode 2.2. In: Lafortezza R., Chen J., Sanesi G., Crow T. R. *Pattern and Processes in Forest Landscape: Multiple Use and Sustainable Management*. Springer (in press).

Theobald D. M. (2006) Exploring the functional connectivity of landscapes using landscape networks. In Crooks K. R. and Sanjayan M. (Eds). *Connectivity Conservation*. Conservation Biology 14, Cambridge University Press. Cambridge.

Urban D. L., Keitt T. H. (2001) Landscape connectivity: a graph theoretic perspective. *Ecology*, 82 (5), 1205-1218.

Ward J.V., Malard F., Tockner K. (2002) Landscape ecology: a framework for integrating pattern and process in river corridors. *Landscape Ecology* 17 (Suppl. 1): 35-45.

Autori

Evelina D'Alessandro è dottoranda in Ambiente e Territorio, Maria Laura Carranza è ricercatore e professore aggregato, Anna Loy è professore associato presso l'Environmetrics Lab - Dipartimento di Scienze e Tecnologie dell'Ambiente e del Territorio - Università degli Studi del Molise, Pesche (IS). Santiago Saura è professor asociado presso il dipartimento di Ingegneria Agroloraleste de la Universidad de Lleida (Spagna). Il presente lavoro è parte del Progetto "Rete ecologica per la lontra - Fase I" ed è stato in parte finanziato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Direzione per la Conservazione della Natura. Evelina D'Alessandro ha svolto un periodo di stage in Spagna, presso l'Università di Lleida, grazie al parziale contributo dell'Università del Molise. Il Dott. Cicorelli Giovanni ha collaborato all'elaborazione di alcune figure.

ARTICOLO 4

Estimo e Territorio. Valutare e gestire l'ambiente, in stampa.

Pag. 87

Analisi della rete ecologica e proposte di riqualificazione territoriale finalizzate a favorire il processo di riespansione naturale della lontra (*Lutra lutra*) in Italia.

Analisi della rete ecologica e proposte di riqualificazione territoriale finalizzate a favorire il processo di riespansione naturale della lontra (*Lutra lutra*) in Italia.

Autori

Evelina D'Alessandro*, Maria Laura Carranza*, Santiago Saura**, Anna Loy*, Bruno Paura***

*Environmetrics Lab. Dipartimento di Scienze e Tecnologie dell'Ambiente e del Territorio. Università degli Studi del Molise. Pesche (IS).

**Departamento de Economía y Gestión Forestal. E.T.S.I. Montes. Universidad Politécnica de Madrid. Madrid (Spagna).

***Dipartimento di Scienze Animali, Vegetali e dell'Ambiente. Università degli Studi del Molise. Università degli Studi del Molise. Campobasso.

Riassunto

La frammentazione degli habitat rappresenta una grande minaccia per la conservazione della biodiversità, tanto a scala nazionale quanto a scala globale. Attualmente le reti ecologiche sono considerate uno strumento attuale ed efficace per arginare la perdita di connettività dell'ecosistema.

In questo lavoro abbiamo analizzato la funzionalità di una rete ecologica per la lontra, specie a rischio di estinzione in Italia, relativamente a due bacini fluviali che fanno parte della porzione settentrionale del suo areale italiano. Vengono individuati gli elementi critici nel mantenere la connettività dell'area e vengono avanzate delle proposte di intervento per migliorare l'efficienza della rete. La metodologia sviluppata si basa sull'applicazione della teoria dei grafi all'ecologia, cui è stato affiancato lo studio sindinamico della vegetazione. Viene descritto lo scenario attuale e vengono proposti degli interventi di riqualificazione mirati all'aumento della qualità degli habitat preferenziali della specie e all'incremento del grado di connettività complessivo dell'area. Le conclusioni presentano interessanti risvolti applicativi ai fini di una gestione sostenibile del territorio.

Abstract

Habitat fragmentation is among the main threats for the biodiversity at different scales. Ecological networks are actually considered an effective tool to maximize the landscape connectivity.

We analyzed the connectivity for the otter's dispersal among two catchments in the northern portion of its Italian range. We identified the critical patches for maintaining the actual levels of connectivity and we proposed some actions oriented to improve the network efficiency. We used a graph-based approach to describe the otter's ecological network and a syndinamic vegetation approach to suggest how improve the habitat conservation status. The results give the bases for an adequate landscape management actions and demonstrate that otters can be very useful indicators in the context of Water Framework Directive.



Copertina – Foto panoramica dell'area indagata. Si osservano in primo piano la matrice territoriale, in lontananza gli habitat ripari idonei alla lontra.

1. INTRODUZIONE

In Italia, come in tutto il mondo occidentale, l'uomo rappresenta il principale fattore di trasformazione del paesaggio, provocando la scomparsa, l'alterazione o la sostituzione degli ecosistemi naturali con comunità sinantropiche (Sala *et al.*, 2000). Nel corso del tempo, gli habitat naturali hanno subito una progressiva frammentazione e sono stati ridotti ad isole immerse in un mare costituito da neo-ecosistemi inospitali per molte specie selvatiche (colture specializzate e zone urbanizzate) (Hanski, 2005). Attualmente la frammentazione degli habitat e la perdita di connettività del mosaico territoriale costituiscono una delle principali minacce per la biodiversità (Bennett, 1999).

La definizione di una rete ecologica che descriva la distribuzione degli habitat e la loro funzionalità è uno strumento di fondamentale importanza per la gestione e la conservazione della natura nei paesaggi contemporanei (Jongman, 1995; Battisti, 2004; Ward *et al.*, 2002). Poiché ogni specie ha proprie esigenze ecologiche e proprie capacità di spostamento, le reti ecologiche devono essere specie-specifiche e processo-specifiche (Adriaensen *et al.*, 2003). Le specie per le quali viene definita una rete sono dette focali e la loro salvaguardia consente di tutelare un intero ecosistema (Bani *et al.*, 2002). In particolare, la gestione delle specie ai vertici delle catene alimentari come i carnivori acquatici assume grande rilevanza nel quadro delle più recenti politiche ambientali europee (Direttiva Acque 2000/60/CE), che propongono la protezione integrata degli ecosistemi fluviali e dei corpi idrici.

Tra i carnivori italiani più minacciati vi è la lontra europea (*Lutra lutra*) (Bulgarini *et al.*, 1998), il cui areale, un tempo esteso all'intero reticolo fluviale italiano, è oggi ristretto ad alcuni bacini dell'Italia meridionale (Loy *et al.* 2007; Panzacchi *et al.* 2009). La sopravvivenza e la riespansione della lontra in Italia dipendono sia dalla presenza di aree idonee a garantirne le attività quotidiane, sia dalla presenza di aree di spostamento che ne permettano il flusso genico e la dispersione. L'insieme di queste aree costituisce la rete ecologica per la specie (D'Alessandro *et al.*, 2009; Loy *et al.*, 2009).

Trattandosi di una specie semiacquatica, gli habitat idonei all'espletamento delle attività quotidiane sono rappresentati dal reticolo fluviale e dalla vegetazione presente lungo le sponde (Loy *et al.*, 2009), mentre la dispersione è garantita dalla presenza dei corridoi, intesi come l'insieme degli habitat fluviali e delle porzioni di territorio extraripario permeabili allo spostamento. La dispersione è un processo ecologico di grande importanza nella sopravvivenza della specie, poiché contribuisce al mantenimento della diversità genetica, a rinforzare le popolazioni in declino e a favorire la ricolonizzazione di aree nei quali la lontra è scomparsa (Hobbs *et al.*, 2006). L'areale della lontra in Italia comprende due porzioni isolate: una più

estesa, nei bacini idrografici di Campania, Puglia, Basilicata e Calabria, e una più piccola, rappresentata dalla maggior parte dei bacini fluviali della regione Molise (Figura 1).

Questo lavoro si prefigge di valutare la funzionalità della rete ecologica per la lontra nella porzione più settentrionale del suo areale italiano, al fine di individuare gli elementi critici per il mantenimento dei livelli attuali di connettività e di definire le aree di intervento per migliorarne l'efficienza.

La caratterizzazione dei diversi elementi della rete e le indicazioni di riqualificazione di alcune delle sue maglie derivano dall'integrazione delle conoscenze sull'ecologia della lontra con informazioni dettagliate sulla flora e sulla vegetazione del territorio in esame. I risultati dell'analisi della connettività permettono l'individuazione delle aree chiave nella funzionalità della rete, in cui concentrare le azioni di conservazione e di riqualificazione finalizzate all'aumento della naturalità locale e della connettività complessiva per la specie. Le proposte di riqualificazione sono state elaborate tenendo conto delle caratteristiche autoecologiche della lontra e dell'analisi floristico-vegetazionale del territorio secondo gli approcci fitosociologico e sinfitosociologico (Braun-Blanquet, 1934; Tuxen, 1956; Gehu, 1976). La fitosociologia è una disciplina che permette lo studio dettagliato delle singole comunità vegetali (fitocenosi) presenti, la sinfitosociologia consente l'analisi delle dinamiche temporali esistenti tra di esse.

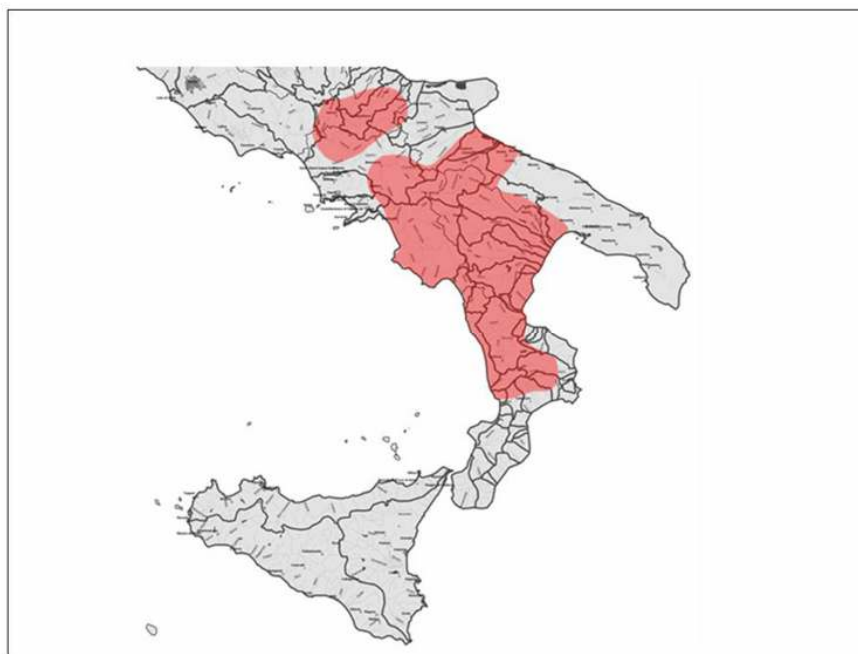


Figura 1 – Attuale areale di distribuzione della lontra (*Lutra lutra*) in Italia.

2. AREA DI STUDIO

L'area di studio comprende due bacini idrografici contigui (Biferno e Trigno - Figura 2) compresi nell'areale settentrionale di distribuzione della lontra, tra i quali si prevedono eventi di dispersione naturale in tempi brevi (Loy *et al.*, 2004, Prigioni *et al.*, 2006b; De Castro e Loy, 2007). La lontra è presente nel bacino del Biferno ed è al momento assente in quello del Trigno.

Fra il Biferno e il Trigno si allinea uno degli spartiacque più lunghi dell'areale settentrionale italiano della specie (70673 m) caratterizzato da un elevato numero di tributari, maggiori e minori, che si propendono verso la linea di displuvio. Il bacino idrografico del Trigno, inoltre, presenta le caratteristiche ambientali atte ad ospitare la lontra (Loy *et al.*, 2004) e potrebbe accogliere nel breve periodo gli individui in dispersione dai bacini limitrofi. Infatti, questo bacino offre circa 7600 ettari di habitat idoneo alla specie (Loy *et al.*, 2009), concentrati in particolare nell'alta valle, dove essi assumono anche una maggiore continuità.

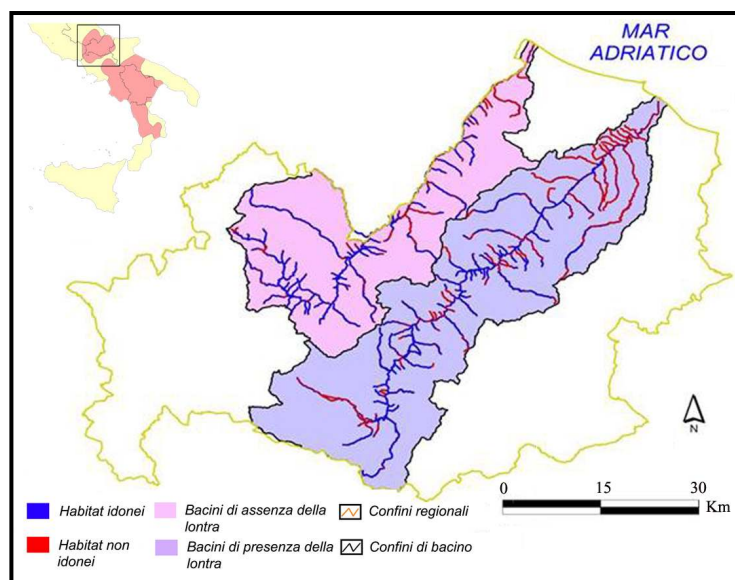


Figura 2 – Area di studio all'interno dell'areale settentrionale di distribuzione della lontra in Italia (da Loy *et al.*, 2007 ridisegnato) e distribuzione degli habitat idonei e non idonei.

3. ANALISI DELLA CONNETTIVITÀ: QUALI SONO LE MACCHIE DI HABITAT E I CORRIDOI PIÙ IMPORTANTI NEL FAVORIRE L'ESPANSIONE DELLA LONTRA?

Per l'analisi della connettività laterale fra i bacini del Biferno e del Trigno è stata utilizzata una procedura derivata dalla teoria dei grafi (D'Alessandro *et al.*, 2009 - Figura 3). Secondo questo approccio, la probabilità di un individuo di spostarsi da un habitat ad un altro dipende dalla distanza tra questi e dalla resistenza al movimento opposta dalla matrice territoriale che li separa.

La procedura prevede una prima selezione degli habitat idonei per la lontra (Figura 3), che formano i nodi del grafo. Gli habitat sono stati individuati a partire da un modello di idoneità a due classi, in scala 1:5000, prodotta per i due bacini idrografici (Loy *et al.*, 2009). Poiché la presenza costante di acqua rappresenta il fattore ecologico più importante per la lontra, il modello d'idoneità considera solo gli habitat che ricadono all'interno di un buffer di 300 m costruito a cavallo delle aste fluviali che si immettono direttamente nei corsi d'acqua principali. Tutti gli habitat che si sviluppano lungo la stessa asta fluviale, che si estendono almeno su 1 Ha di superficie e che distano fra loro meno di 1 Km sono stati riuniti a costituire un unico nodo. I tributari molto piccoli fanno parte del nodo della relativa asta principale di appartenenza. La numerazione dei nodi parte dalla sorgente e, in ordine crescente, raggiunge la foce; la codifica prevede l'iniziale del nome del bacino (T per il Trigno, B per il Biferno) seguita dal numero del nodo.

I legami del grafo sono rappresentati dai cammini multipli di costo minimo (Theobald, 2006, Figura 3). I cammini sono stati calcolati considerando un modello della resistenza allo spostamento tra habitat idonei detta "grid di attrito", in scala 1:25000 (Loy *et al.*, 2009). Ciascun cammino considera, in maniera realistica, il movimento anisotropico degli individui in un ambiente eterogeneo (Adriaensen *et al.*, 2003; Ray, 2005).

Una volta definito il grafo, che sintetizza la rete ecologica per la lontra con suoi nodi e legami, è stata valutata la connettività mediante l'indice *PC* ("Probabilità di Connettività", Saura e Pascual-Hortal, 2007).

L'indice *PC* integra il concetto di disponibilità di habitat (considera il numero delle macchie di habitat e la loro estensione) con un modello probabilistico dello spostamento della specie. Per i legami viene definita una distanza soglia e ad essa viene associata una probabilità. Nel caso in esame è stato considerato uno spostamento medio a terra di 5000 m (Philcox *et al.*, 1999), al quale è stata associata una probabilità media pari a 0.5. La probabilità di spostamento può essere approssimata ad una funzione esponenziale negativa della distanza:

$$p_{ij} = e^{-k \cdot d_{ij}}$$

p_{ij} = probabilità di dispersione diretta tra i nodi i e j ; d_{ij} = distanza fra i nodi i e j ; k = costante che, definita per una probabilità (p_{ij}) pari a 0.5 attribuita alla distanza (d_{ij}) di 5000 metri, assume il valore di 0.00014.

L'indice Probabilità di Connettività (*PC*) varia tra 0 (nessuna connettività fra habitat) e 1 (connettività massima fra habitat). Dato un insieme di macchie idonee n e un insieme di

connessioni fra esse p_{ij} , PC esprime la probabilità che due animali, rilasciati a caso in un paesaggio, ricadano in macchie raggiungibili l'un l'altra.

L'applicazione dell'indice PC ha permesso di ottenere due tipi di informazione: il valore assoluto, che quantifica il grado di connettività funzionale tra bacini idrografici (D'Alessandro *et al.*, 2009), ed il valore relativo, che consente di determinare il contributo di ciascun nodo alla connettività dell'area (Figura 3).

L'estensione dei nodi (lambi di habitat) e la matrice delle distanze tra questi (cammini di costo minimo) sono stati quantificati in ambiente GIS (XTools e PathMatrix 1.1 per ArcView 3.2. ESRI 2000). Il valore dell'indice PC è stato calcolato con l'ultima versione del programma Conefor Sensinode 2.2 (Saura e Torné, 2009).

L'informazione sul contributo di ogni macchia di habitat al valore totale della connettività è estremamente utile ai fini della gestione del territorio (Saura e Pascual-Hortal, 2006; Neel, 2008). La gerarchizzazione delle macchie di habitat e dei corridoi più rilevanti nel mantenimento della connettività è stata realizzata quantificando PC in presenza di tutte le macchie (nodi del grafo) e di tutti i cammini (legami), e confrontando il valore di PC con quello di PC' ottenuto dopo aver eliminato di volta in volta un elemento (Saura e Pascual-Hortal, 2007). L'importanza di ogni nodo e di ogni legame viene mostrata sotto forma di variazione percentuale dell'indice. La variazione δPC è compresa tra valori di poco superiori allo 0 (δPC non sarà mai uguale a 0 poiché ogni macchia può essere considerata come un territorio connesso al suo interno) e il valore 100 per paesaggi costituiti da un'unica grande macchia. A valori elevati di δPC corrisponde una grande importanza dell'elemento escluso dal calcolo nel mantenimento della connettività; al contrario, valori contenuti di δPC indicano un contributo modesto del nodo e/o del cammino nella definizione del valore complessivo dell'indice.

A seguire, il valore del δPC è stato suddiviso in frazioni che esprimono diversi aspetti della connettività (Saura, 2008; Saura & Rubio, 2009 – Figura 3).

Sulla base dei risultati della gerarchizzazione delle macchie di habitat e dei cammini (δPC), è stata individuata un'area chiave nella funzionalità della rete fra i due bacini, nella quale concentrare azioni di conservazione e di riqualificazione finalizzate all'aumento della naturalità locale e della connettività complessiva per la specie.

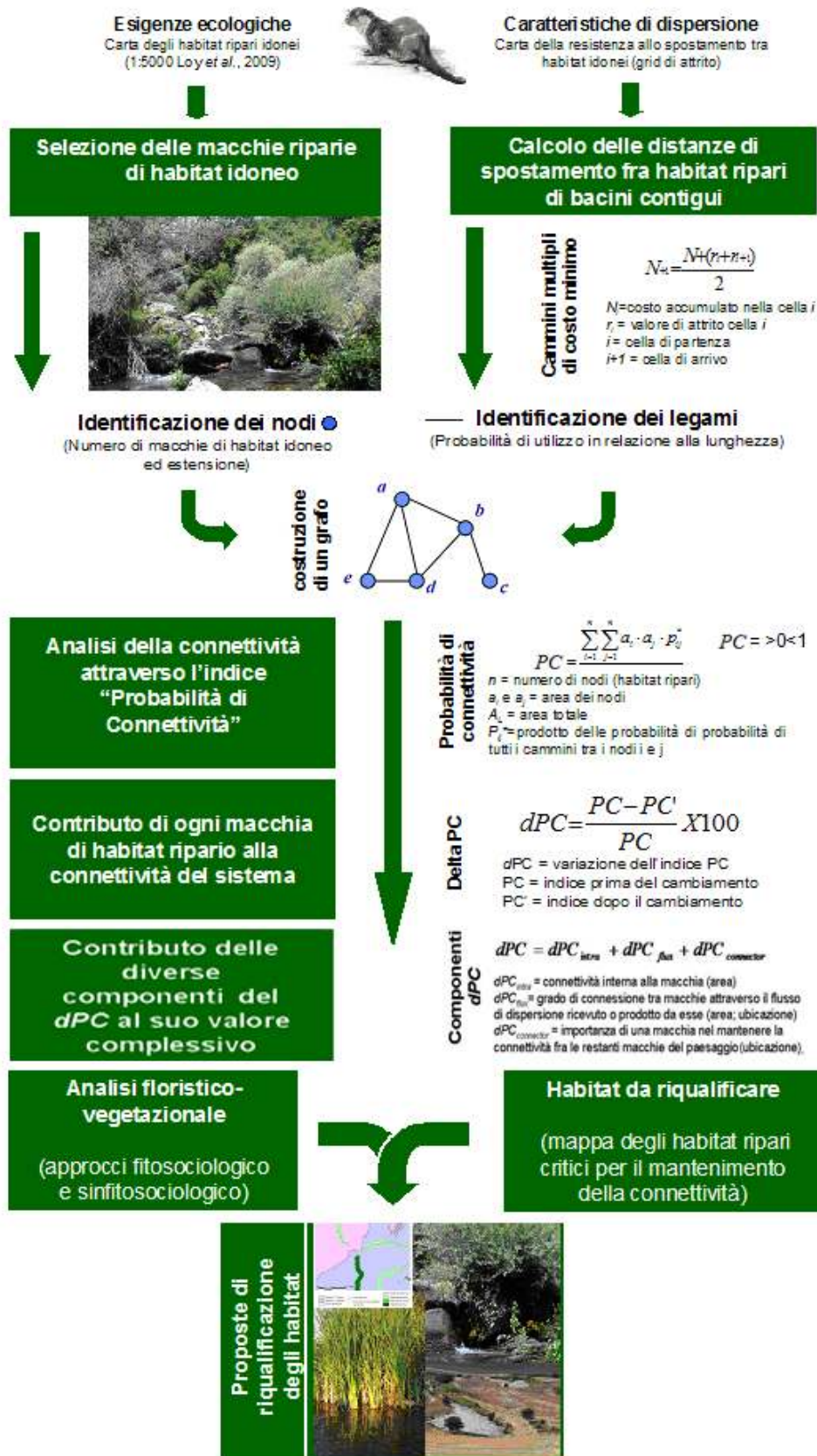


Figura 3 – Schema riassuntivo della procedura applicata per analizzare l'importanza di habitat e corridoi nel processo di dispersione della lontra e per proporre gli interventi di riqualificazione di alcune maglie della rete ecologica.

3.1. Proposte di riqualificazione integrata per migliorare la funzionalità della rete

Nell'area chiave sono stati effettuati 12 rilievi fitosociologici (Braun-Blanquet, 1964) sulle comunità vegetali arboree, arbustive e prative (*sintaxa*) che hanno consentito la diagnosi delle serie o geoserie di vegetazione presenti.

Oltre alla diagnosi delle fitocenosi costituenti nodi e cammini, è stata condotta un'analisi dello stato di conservazione delle comunità vegetali sulla base delle caratteristiche strutturali di ciascuna comunità rilevata (stratificazione, altezza e copertura) e del numero degli stadi seriali presenti per ciascuna serie o geoserie individuata. Nel caso della vegetazione ripariale è stata considerata anche l'ampiezza della fascia perialveale occupata. Considerando la forte vocazione naturale forestale del territorio, uno stato di conservazione elevato viene attribuito alle aree in cui sono presenti lembi di foreste mature (foreste pluristratificate, ad alto valore di copertura e con individui prossimi alla loro altezza massima) e nelle quali sono rappresentati tutti gli stadi seriali.

Vengono infine proposti degli interventi di riqualificazione che, oltre al ruolo per la connettività della lontra, tengono conto delle caratteristiche delle comunità vegetali riscontrate nell'area e del loro valore conservazionistico.

4. RISULTATI E DISCUSSIONE

4.1 Individuazione di elementi essenziali, rilevanti e marginali nel garantire la connettività

La gerarchizzazione dei nodi e dei legami individuati tra i bacini del Biferno e del Trigno ha consentito di indicare gli elementi critici nel mantenere i valori attuali di connettività della rete e di fornire indicazioni su alcuni interventi migliorativi della qualità degli habitat e del grado di connettività esistente nell'area (Figura 4).

Complessivamente, nella rete Biferno-Trigno sono presenti 24 nodi, di diversa grandezza, che si protendono verso la linea dello spartiacque. Di questi, 13 appartengono al bacino del F. Trigno, 11 al bacino del F. Biferno.

In base ai valori del δPC , i 24 nodi (lembi di habitat) sono stati classificati in tre categorie: la categoria dei nodi essenziali nel garantire la funzionalità della rete; la categoria dei nodi rilevanti e quella dei nodi marginali, che contribuiscono poco al livello attuale di connettività (Figura 3).

I valori più alti del δPC si registrano per i nodi B1 e T1, corrispondenti alle aste principali dei fiumi Biferno e Trigno (Figura 4, Tabella 1). In termini ecologici, la grande estensione di queste due macchie di habitat fa di esse delle aree altamente connesse al loro interno (l'indice PC tiene conto della disponibilità di habitat), che determinano un δPC elevato. Il danneggiamento o la distruzione dei nodi B1 e T1 porta ad un forte decremento nella connettività del sistema. Su questa categoria si rendono necessarie delle azioni di salvaguardia.

I valori intermedi del δPC per i tributari principali dei due fiumi (nodi B2, B9 e B10 del Biferno e nodi T3, T4, T6, T7, T9 del Trigno) evidenziano un loro ruolo rilevante nel garantire la connettività: qualora sottoposti ad interventi di ripristino, questi nodi potrebbero incrementare la funzionalità attuale della rete. Nel caso studio, una riqualificazione dei nodi di media importanza comporterebbe un incremento di circa 860.4 Ha di habitat nel bacino del F. Biferno e di 1267 Ha circa nel bacino del F. Trigno, con un conseguente incremento della connettività.

Infine, i valori bassi del δPC per alcuni nodi del Trigno (T2, T5, T8, T0, T11, T12, T13) e del Biferno (B3, B4, B5, B6, B7, B8 e B11) sottolineano il loro ruolo estremamente marginale ai fini della dispersione della lontra (Figura 4; Tabella 1).

Per quanto riguarda i cammini di costo minimo che connettono i due bacini, il cammino con le probabilità più elevate di essere percorso (0.87%) è quello tra i nodi B2 e T4 (Figura 4), corrispondenti rispettivamente al Rio di Casalciprano, affluente del F. Biferno, e al Torrente Vella, affluente del F. Trigno.

I nodi B2 e T4 e il cammino di costo minimo che li unisce attraverso la matrice territoriale formano il corridoio di spostamento attualmente più probabile nel processo di dispersione della lontra.

Tabella 1 – Valori della variazione dell'indice PC per ogni macchia di habitat (nodo del grafo). Sono riportati la codifica dei nodi e il contributo al livello di connettività di ognuno di essi.

Nodi	Contributo alla connettività	δPC
B1, T1	Alto	60-54
T4, B10, B2, T9, T7, T3, B9, T6	Medio	8.0-4.3
B7, T13, T11, T2, B6, B4, B3, B8, T10, T12, T8, T5, B5, B11	Basso	3.6-0.7

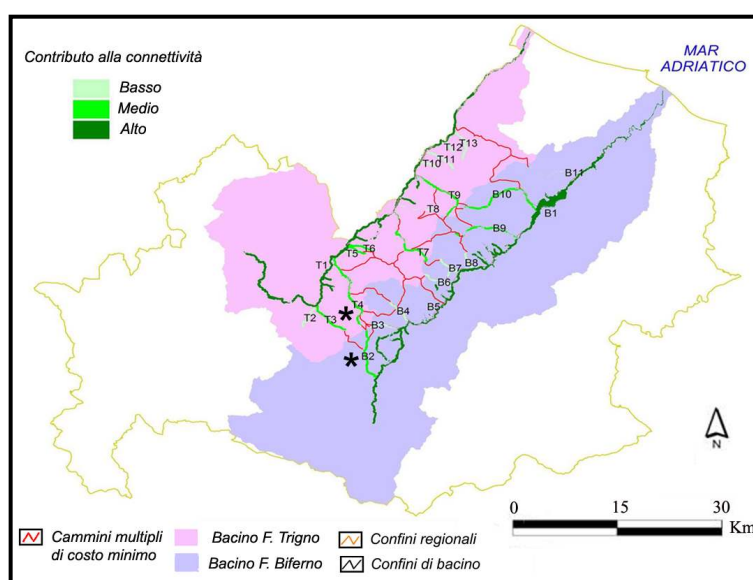


Figura 4 – Analisi della connettività fra i bacini del Biferno e del Trigno: viene mostrata la diversa importanza di macchie e corridoi nel mantenere l'attuale grado di connettività fra i due bacini. Nella figura si possono apprezzare anche i cammini di costo minimo individuati, che, insieme alle macchie di habitat idoneo, formano i corridoi di dispersione della lontra. La codifica fa riferimento ai nodi (macchie di habitat idoneo) riportati in tabella 1. Gli asterischi individuano il corridoio di spostamento più probabile presente fra i due bacini analizzati.

4.2. Valore floristico-vegetazionale ed habitat di direttiva del corridoio di spostamento con le maggiori probabilità di essere percorso

Le analisi floristico-vegetazionali di dettaglio del corridoio di spostamento più probabile (Figura 5) hanno messo in evidenza la presenza di un geosigmeto ripariale azonale e di una testata di vegetazione zonale (*sensu* Rivas-Martinez, 1976), già riconosciuti come tipologie di riferimento per il Molise (Paura *et al.*, 2009).

Il geosigmeto della vegetazione ripariale del tratto mediano dei fiumi Biferno, Trigno e dei loro tributari (inclusi T. Vella e Rio di Casalciprano) (Box 1) è costituito da foreste e boscaglie ad andamento lineare, subparallele alle rive dei corsi d'acqua, ed è dominato da *Salicaceae* arboree (*Populus alba*, *P. nigra*, *Salix alba*), cui si associano occasionalmente *Ulmus minor*, verso l'esterno, e/o salici cespugliosi (*S. purpurea*, *S. eleagnos*), a più diretto contatto con la scarpata d'alveo e la corrente. In mosaico con la vegetazione legnosa, si riscontrano fasce di vegetazione elofitica a dominanza di *Phragmites australis*, *Thypha latifolia*, *Scirpus maritimus*, magnocariceti a dominanza di *Calystegia sepium* subsp. *sepium* e *Lycopus europaeus* e praterie perenni a *Paspalum distichum*. La struttura e l'ampiezza della fascia forestale variano in relazione allo stato di conservazione. Nei siti maggiormente integri, le foreste raggiungono un'altezza media di circa 14-20 metri, con un'ampiezza di circa 20-30 metri dalla sponda fluviale. Nelle aree a disturbo più intenso, la dimensione della coltre arborea si riduce a non più di 4-8 metri distribuiti su una fascia di circa 4 metri dalla riva. Le formazioni vegetali ripariali presenti costituiscono tre habitat di Direttiva 92/43/CEE (European Community, 2003): “Fiumi mediterranei a flusso permanente con il *Paspalo-Agrostidion* con filari ripari di *Salix* e *Populus alba*” (habitat con codice 3280); “Foreste a galleria di *Salix alba* e *Populus alba*” (habitat con codice 92A0*), considerato di carattere prioritario per la conservazione della biodiversità a scala europea; “Fiumi delle pianure e montani con vegetazione del *Ranunculion fluitantis* e *Callitricho-Batrachion*” (habitat con codice 3260).

La serie della vegetazione zonale (extrariparia) è quella delle cerrete mesoxerofile, riferibili all'associazione *Daphno laureolae-Quercetum cerridis* (Box 2), frequente in tutto il settore centrale del Molise. La testa di serie (comunità matura), rappresentata da boschi a *Quercus cerris* e *Q. pubescens*, si rinviene lungo versanti freschi a moderata acclività (5-20°) con suoli a varia litologia, preferenzialmente di natura arenacea o marnosa. La copertura relativa

delle due specie arboree dominanti (cerro e roverella) varia in relazione sia alla gestione forestale, che a condizioni ambientali locali. La forma di governo predominante è quella del ceduo matricinato o composto e le pratiche colturali concorrono a determinare strutture mono o biplane, con altezze comprese tra i 12 ed i 18 m. Il sottobosco è costituito da specie mesoxerofile o mesofile, tra cui *Rosa agrestis*, *Daphne laureola*, *Ptilostemon strictus*, *Teucrium siculum*.

In relazione dinamica, sono state rinvenute formazioni arbustive a *Prunus spinosa* o a *Spartium junceum* (associazione *Spartio juncei-Cytisetum sessilifolii*) e praterie a dominanza di *Brachypodium rupestre* (alleanza *Phleo-Bromion erecti*).

Le cerrete dell'area indagata rientrano nell'habitat forestale d'interesse comunitario non prioritario "Foreste pannonico-balcaniche di cerro e rovere" (habitat con codice 91M0).

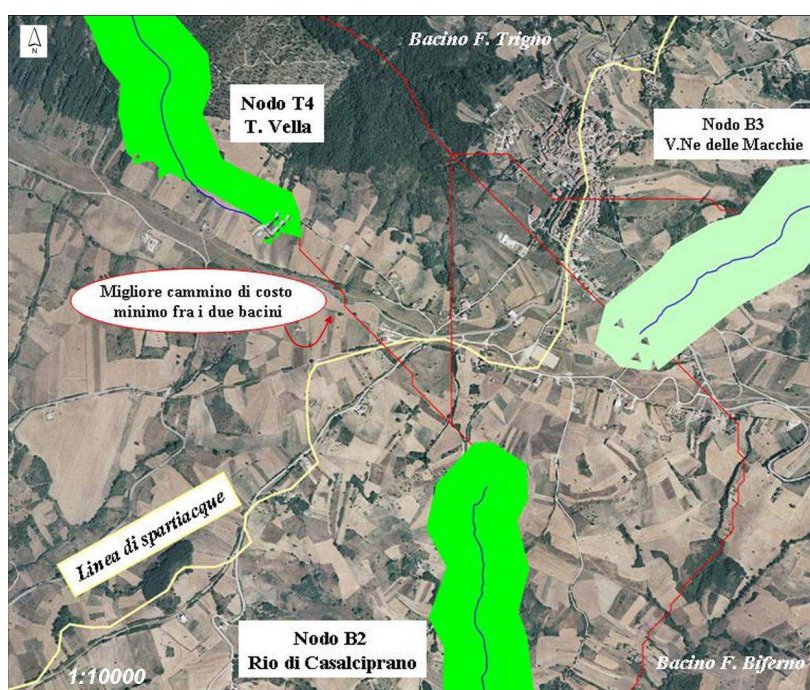


Figura 5 – Area per la quale vengono proposti gli interventi di riqualificazione. Include il corridoio di spostamento più probabile per la lontra, formato dai nodi B2 e T4 e dal cammino di costo minimo che li unisce.

4.3 Vegetazione e uso dell'uso del suolo delle porzioni terminali dei nodi

La vegetazione naturale dei nodi è rappresentata dal geosigmeto ripariale nelle adiacenze del corso idrico e dalla serie del *Daphno laureolae-Quercetum cerridis* nei settori extraripari, ma la forte antropizzazione nelle loro porzioni terminali dà origine ad un mosaico eterogeneo, sia dal punto di vista strutturale, che floristico.

La porzione terminale del nodo B2 (Rio di Casalciprano) è occupata da colture agrarie estensive che hanno sostituito completamente il geosigmeto ripario. Si osservano cespuglieti a *Spartium junceum* e praterie a *Brachypodium rupestre* (di pertinenza della serie di vegetazione del *Daphno laureolae-Quercetum cerridis*) relegati su qualche lente di suolo fortemente eroso e

perciò non coltivabile. Le uniche tracce di vegetazione arborea, residuo di un'ampia foresta a cerro e roverella, si ritrovano sotto forma di un esiguo filare a *Quercus pubescens*, *Ulmus minor* e *Acer campestre* che decorre lungo la strada interpoderale. Quest'area si differenzia fortemente dalla restante parte del nodo B2, che è coperto da foreste riparie con una struttura arborea buona, talvolta eccellente. A differenza del corpo principale del nodo B2, lo stato di conservazione della porzione terminale del nodo è basso.

Il nodo T4 è costituito da una stretta fascia perialveale a *Populus alba* e *Salix alba* che, allontanandosi dall'alveo, è sostituita da un querceto a *Quercus cerris* e *Q. pubescens*. I gradi di copertura della foresta alveale sono generalmente elevati (70-90%) e continui lungo tutto il suo decorso all'interno del bosco di querce. Anche se nella porzione terminale del nodo la vegetazione forestale dell'argine meridionale viene sostituita da colture agrarie, lo stato di conservazione è alto per la presenza di una buona struttura della vegetazione arborea ripariale e dei querceti, e per la presenza di tutti gli stadi seriali e di una fascia perialveale occupata variabile tra 8 e 15 metri.

4.4 Vegetazione e uso del suolo della matrice territoriale

La vegetazione naturale della matrice territoriale posta fra i nodi B2 e T4 è rappresentata esclusivamente da diversi stadi di degradazione della cerreta, afferenti al *Daphno laureolae-Quercetum cerridis* sigmetum. La matrice dell'area è agricola e caratterizzata da un susseguirsi di coltivi, intervallati da isolate querce camporili, campi dismessi, aree tratturali e infrastrutture stradali (strada comunale "Vicende" e tre strade interpoderali). La vegetazione naturale spontanea, di ricolonizzazione prativa, arbustiva ed arborea, è ridotta a piccoli frammenti e relegata agli esigui spazi lasciati liberi dalle coltivazioni.

Lo stato di conservazione di questa porzione della matrice è basso a causa dell'ampia superficie occupata dai coltivi, dell'assenza dei boschi (tappa matura della serie) e della presenza dei soli stadi intermedi della serie *Daphno laureolae-Quercetum cerridis*.

4.5 Indicazioni utili per migliorare la funzionalità del corridoio di spostamento

La modalità di intervento finalizzata a ricostituire gli habitat di vegetazione naturale che favoriscono lo spostamento e la dispersione della lontra è rappresentata schematicamente in figura 6.

4.6 Proposte di intervento per la riqualificazione della funzionalità dei nodi

Al fine di migliorare lo stato di conservazione dei settori terminali dei nodi, è importante attuare interventi di riqualificazione delle coperture arboree ed arbustive (Figura 6) soprattutto

alla luce dell'assenza, all'attualità, di forme di gestione silvoculturale delle silve ripariali. Per queste, ai fini della protezione idrogeologica, è previsto il taglio raso delle sponde.

Nei settori poco degradati, un'adeguata gestione delle attività di taglio che permetta la ricostituzione spontanea della volta arborea sarebbe sufficiente a favorire la ripresa degli habitat ripari e, allo stesso tempo, ad incrementare l'estensione degli habitat ripariali di direttiva e la disponibilità di habitat per la lontra.

Potrebbero essere tollerabili anche delle ceduzioni semplici su piccole superfici (es. < 2 Ha), a sgamollo o a capitozza; questi trattamenti andrebbero inseriti, in ogni caso, in una programma di rivalutazione e recupero delle attività tradizionali con una valutazione del loro impatto paesaggistico.

Nei settori fortemente antropizzati sono invece necessari interventi mirati. Le proposte di intervento sui nodi prevedono la piantumazione, nei diversi punti di discontinuità della volta arborea, di essenze che costituiscono sia gli stadi maturi che quelli di sostituzione delle formazioni naturali. Tra le essenze degli stadi maturi, si propongono salice bianco (*Salix alba*), pioppo nero (*Populus nigra*) e gattice (*P. alba*), mentre per quelli di sostituzione sanguinella (*Cornus sanguinea*), nocciolo (*Corylus avellana*), sambuco nero (*Sambucus nigra*). Considerata l'assenza di acque a lento deflusso sia nell'area di interesse, sia negli altri settori dei nodi, andrebbe evitata la piantumazione di ontano nero (*Alnus glutinosa*).

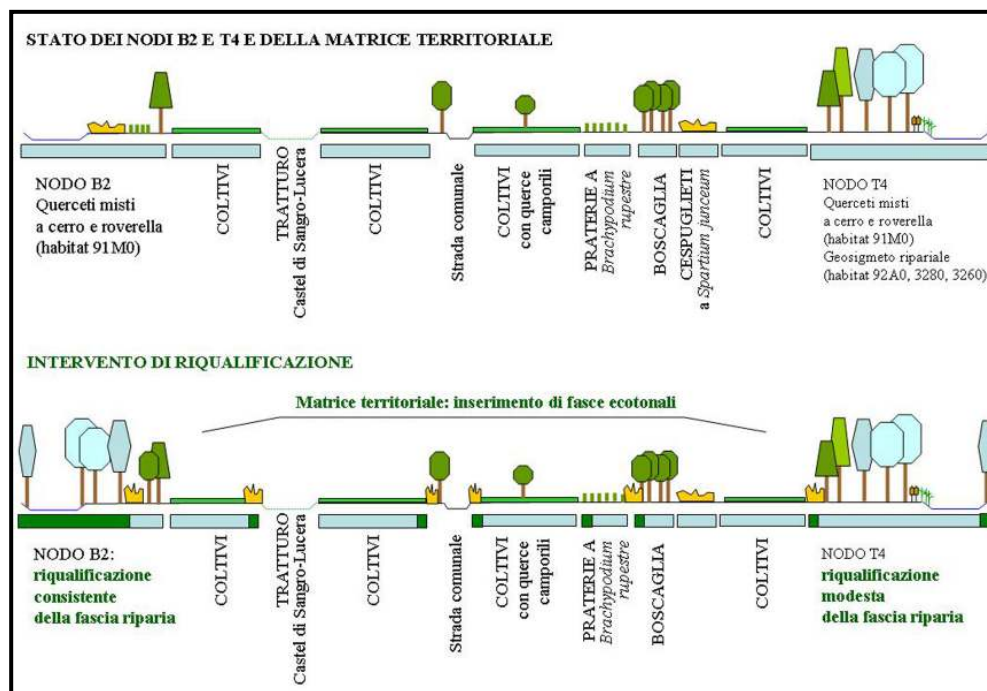


Figura 6 – Profilo schematico del corridoio di spostamento più probabile: stato attuale della matrice (in alto) e interventi di riqualificazione proposti, evidenziati da un tratto verde al piede dello schema (in basso).

4.7 Proposte di intervento per la riqualificazione della funzionalità della matrice

Si propone di ricostruire, sia nelle zone coltivate che prative, delle fasce ecotonali di collegamento con alcuni nuclei boschivi, a ridosso dei nodi. La collocazione ottimale di tali siepi è suggerita ai confini dei poderi, così da non ostacolare il passaggio e la manovra dei mezzi agricoli. Le specie autoctone da piantumare includono la ginestra comune (*Spartium junceum*), le rose selvatiche (*Rosa canina*, *R. agrestis*) e la sanguinella (*Cornus sanguinea*), che rappresentano la flora dello stadio seriale degli arbusteti, in dinamismo con la vegetazione forestale climacica dell'area, rappresentata dalla foresta a *Quercus cerris* e *Q. pubescens* dell'associazione *Daphno laureolae-Quercetum cerridis*.

CONCLUSIONI

Una rete ecologica efficiente per la lontra deve garantire la funzionalità dei corsi d'acqua, che per sostenere le popolazioni della specie devono offrire bassi livelli di inquinamento idrico e una buona presenza di comunità ittiche, nonché assicurare la tutela degli habitat ripari e di alcuni elementi di paesaggio extraripario essenziali nel processo di dispersione della specie. In questo contesto è lecito proporre la lontra come specie indicatrice della Direttiva Europea sulle Acque (Parlamento Europeo 2000), che prevede l'utilizzo di macrofite, macroinvertebrati, diatomee e fauna ittica per rilevare variazioni trofiche ed ecologiche di ogni corpo idrico.

L'approccio metodologico proposto e testato ha consentito di assegnare una priorità di gestione ai diversi settori dell'area indagata, individuando le zone nelle quali concentrare le misure di conservazione e quelle che necessitano di interventi mirati di riqualificazione. Il metodo sindinamico ha guidato le azioni di recupero degli habitat ripari e della matrice fra essi interposta in maniera coerente con le dinamiche naturali.

Gli interventi di conservazione e riqualificazione così proposti conducono ad un aumento della funzionalità di una rete ecologica per la lontra, con sforzi economici inferiori rispetto a quelli rivolti in maniera non selettiva all'intero mosaico territoriale.

Bibliografia

- Adriaensen, F., Chardon, J.P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., Mathysen, E. (2003) The application of "least-cost" modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban planning*, 64, 233-247.
- Bani, L., Baietto, M., Bottoni, L., Massa, R. (2002) The Use of Focal Species in Designing a Habitat Network for a Lowland Area of Lombardy, Italy. *Conservation Biology*, 16 (3): 826-831.
- Battisti, C. (2004) Frammentazione ambientale, connettività, reti ecologiche. Un contributo teorico e metodologico con particolare riferimento alla fauna selvatica. Provincia di Roma, Assessorato alle Politiche Agricole, Ambientali e Protezione Civile, pp 249.
- Bennett, A.F. (1999) Linkages in the Landscapes. The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. X + 254 pp.

- Bulgarini F., Calvario E., Fraticelli F., Petretti F., Sarrocco S. (1998) Libro Rosso degli Animali d'Italia. Vertebrati. WWF Italia, Roma.
- Braun-Blanquet, J. (1964) Pflanzensociologie. 3 ed. Springer, Wien-New York.
- Conroy, J.W.H., Chanin, P.F. (2000) The status of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Europe - A review. Proceedings of the first Otter Toxicology Conference, (Edited by Conroy J.W.H., Yoxon P., Gutleb A.C.) Isle of Skye. Journal of the International Otter Survival Fund, 1, International Otter Survival Fund, Broadford, Isle of Skye IV49 9AQ, Scotland.
- Bulgarini, F., Calvario, E., Fraticelli, F., Petretti, F., Sarrocco, S. (1998) Libro rosso degli Animali d'Italia. Vertebrati. WWF Italia, Roma.
- D'Alessandro, E., Carranza, M. L., Saura, S., Loy, A. (2009) Un modello di rete ecologica per la lontra in Italia. Estimo e Territorio. Valutare e gestire l'ambiente, 4, 31-38.
- De Castro, G., Loy, A. (2007) Un nuovo censimento della lontra (*Lutra lutra*, *Carnivora*, *Mammalia*) nel fiume Sangro (Abruzzo): inizia la ricolonizzazione dell'Italia centrale? 68° convegno Unione Zoologica Italiana, Lecce, 23-25 Settembre 2007. Riassunti: 105.
- Direttiva 2000/60/CE del Consiglio del 23 ottobre 2000, che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque. http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html
- ESRI (2000) Arc-View 3.2. California, USA.
- European Commission DG Environment (2003) Natura 2000. Interpretation manual of European Union Habitats 127 pp. EUR25. Habitats EUR25. Available from: <http://europa.eu.int/>.
- Forman, R.T.T. (1995) Land Mosaics. Cambridge University Press, Cambridge. 632 pp.
- Gehu, J.M. (1976) Notion fondamentales de phytosociologie. Ber. Int. Simp. Int. Vereinigung Vegetatonsk. 5-33
- Hanski, I. (2005). Landscape fragmentation, biodiversity loss and the societal response. The longterm consequences of our use of natural resources may be surprising and unpleasant. European Molecular Biology Organization 6(5): 388-393.
- Harary, F. (1969) Graph Theory. Addison-Wesley, Reading, MA.
- Janssens, X., Fontaine, M.C., Michaux, J.R., Libois, R., de Kermabon, J., Defourny, P. e Baret, P.V. (2008) Genetic pattern of the recent recovery of European otters in southern France. *Ecography*, 31, 176-186.
- Hobbs, G., Chendwick, E., Slater F.M., Brudford, M.W. (2006) Landscape genetics applied to recovering otter (*Lutra lutra*) population in UK: Preliminar results and potential methodologies. *Hystrix It. J. Mamm* 17 (1): 47-63.
- Jongman, R.H.G. (1995) Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *J. Landscape and Urban Planning*, 32, 169-183.
- Kruuk, H. (2006) Otters, ecology, behaviour and conservation. Oxford University Press, Oxford.
- Loy, A., Bucci, L., Carranza, M.L., De Castro, G., Di Marzio, P., Reggiani, G. (2004) Survey and habitat evaluation for a peripheral population of the Eurasian otter in Italy. In: Proceedings of the IX International Otter Colloquium, Frostburg (USA). IUCN Otter Specialist Group Bulletin.
- Loy A., Bonesi L., Carranza M.L., Celico F., Cianfrani C., Cimino F., D'Alessandro E., Di Marzio P., Di Martino P., Minotti M., Reggiani G. 2007. Rete ecologica per la lontra – Fase 1. Rapporto finale. Dipartimento di scienze e Tecnologie per l'Ambiente e il Territorio e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Direzione per la Protezione della Natura.
- Loy, A., Carranza, M. L., Cianfrani, C., D'Alessandro, E., Bonesi L., Di Marzio, P., Minotti, M., Reggiani, G., in stampa. Otter *Lutra lutra* populations' expansion in Italy: assessing habitat suitability and connectivity for the northern nucleus. *Folia zoologica*, in stampa.
- Neel, M.C. (2008) Patch connectivity and genetic diversity conservation in the federally endangered and narrowly endemic plant species *Astragalus albens* (*Fabaceae*). *Biological Conservation*, 141, 938-955.
- 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.
- Panzacchi, E., Genovesi, P., Loy, A. (2009) Piano d'azione per la conservazione della lontra. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e ISPRA, in stampa.
- Paura, B., Stanisci, A., Di Marzio, P., Fortini, P. (2009) Serie di vegetazione in Molise. In "Le serie di vegetazione in Italia" a cura di C. Blasi. F.lli Palombi editori.
- Philcox, C.K., Grogan, A.L., Macdonald, D.W. (1999). Patterns of otter *Lutra lutra* road mortality in Britain. *J. Appl. Ecol.* 36: 748-762.
- Prigioni, C., Remonti, L., Balestrieri, A., Sgrosso, S., Priore, G. (2006b) How many otters are there in Italy? *Hystrix It. J. Mamm.* (N.S.), 17(1), 29-36.
- Ray, N. (2005) PATHMATRIX: a geographical information system tool to compute effective distances among samples. *Molecular Ecology Notes*, 5, 177-180.
- Rivas-Martinez (1976) Sinfitosociologia, una nueva metodologia para el estudio del paisaje vegetal. *Anales del Instituto Botanico AJ Cavanilles*, 33: 179-188.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, H.B., Walker, M., Wall, D.H. (2000) Global Biodiversity Scenarios for the year 2100, *Science's Compass* 287, pp. 1770-1774

- Saura, S., Rubio, L. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* (submitted).
- Saura, S. (2008) Evaluating forest landscape connectivity through Conefor Sensinode 2.2. In: Laforteza R., Chen J., Sanesi G., Crow T. R.. *Pattern and Processes in Forest Landscape: Multiple Use and Sustainable Management*. Springer.
- Saura, S., Torné, J. (2008) Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling and Software*, 24 (1), 135-139.
- Saura, S., Pascual-Hortal, L. (2007) A new availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, 83, 91-103.
- Saura, S., Pascual-Hortal, L. (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.
- Theobald, D. M. (2006) Exploring the functional connectivity of landscapes using landscape networks. In Crooks K. R. and Sanjayan M. (Eds). *Connectivity Conservation*. *Conservation Biology* 14, Cambridge University Press. Cambridge.
- Tuxen, S. L. (1956) Ein Sinnesorgan in der Chelicere der Solifugen. Bertil Hanstrom, zoological paper sin honour of his 65 birthday, p. 307-311.
- Urban, D. L., Keitt, T. H. (2001) Landscape connectivity: a graph theoretic perspective. *Ecology*, 82 (5), 1205-1218.
- Ward, J. V., Malard, F., Tockner, K., 2002. Landscape ecology: a framework for integrating pattern and process in river corridors. *Landscape ecology* 17 (1), 35-45.

Ringraziamenti

Il presente lavoro è parte del Progetto “Rete ecologica per la lontra – Fase I” e la sua fase iniziale è stata finanziata dal Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Direzione per la Conservazione della Natura. Nel corso del 2008, la Dott.ssa Evelina D’Alessandro ha svolto un periodo di *stage* in Spagna, presso l’Università di Lleida, con il parziale contributo dell’Università del Molise.

Appendice

BOX 1: schema sintassonomico del geosigmeto ripariale

A. vegetazione forestale e arbustiva

Foreste e boscaglie azonali ad andamento lineare, subparallele alle rive dei corsi d’acqua, dominate da *Salicaceae* arboree (*Populus alba*, *P. nigra*, *Salix alba*), cui si associano occasionalmente *Ulmus minor*, verso l’esterno, e/o salici cespugliosi (*S. purpurea*, *S. eleagnos*), a più diretto contatto con la scarpata d’alveo e la corrente.

SALICETEA PURPUREAE Moor 1958

SALICETALIA PURPUREAE Moor 1958

Salicion eleagni-daphnoidis (Moor 1958) Grass 1993

Saponario-Salicetum purpureae (Br. Bl. 1930) Tchou 1948

Salicion albae Sòò 1930 em. Moor 1958

Salicetum albae Issler 1926

B. vegetazione elofitica

B1. Fitocenosi a dominanza di *Phragmites australis* localizzate in acque meso-eutrofiche lentamente fluenti o stagnanti. Queste comunità sono tra le più paucispecifiche dell’ambiente ripariale, dove *Phragmites australis* costruisce la maggior parte della fitomassa.

PHRAGMITO COMMUNIS-MAGNOCARICETEA ELATAE Klika in Klika et Novák 1941

PHRAGMITETALIA COMMUNIS Koch 1926 em. Pignatti 1953

Phragmition communis Koch 1926

Phragmitetum vulgaris Soó 1927

B2. Comunità vegetali a *Typha latifolia* generalmente localizzate a ridosso del fragmiteto, ma in zone a più lunga sommersione, in acque stagnanti o debolmente fluenti, eutrofiche, su suolo fangoso.

PHRAGMITO COMMUNIS-MAGNOCARICETEA ELATAE Klika in Klika et Novák 1941
PHRAGMITETALIA COMMUNIS Koch 1926 em. Pignatti 1953
Phragmition communis Koch 1926
Typhetum latifoliae Lang 1973

B3. Cenosi a *Scirpus maritimus* localizzate in stazioni periodicamente inondate su ghiaie o sabbie; talvolta si presentano in nuclei e cinture davanti ai fragmiteti (Scoppola, cit.), di norma in acque poco profonde.

PHRAGMITO COMMUNIS-MAGNOCARICETEA ELATAE Klika in Klika et Novák 1941
PHRAGMITETALIA COMMUNIS Koch 1926 em. Pignatti 1953
Phragmition communis Koch 1926
Scirpetum maritimi (W.Christiansen 1934) Tx. 1937

B4. Popolamenti temporanei nitrofilo a *Paspalum distichum*, normalmente ubicati nella zona di interfaccia terra-acqua, spesso su piccole isolette temporaneamente emerse.

MOLINIO COERULEAE-ARRHENATHERETEA ELATIORIS R.Tx. 1937
PLANTAGINETALIA MAJORIS R.Tx. e Prsg. in R.Tx. 1950
Paspalo paspaloidis-Polypogonion viridis Br.-Bl. 1952 corr. Penas e al. 1988
Paspalo paspaloidis-Polypogonetum viridis Br.-Bl. 1936

BOX 2: schema sintassonomico della serie dei boschi a dominanza di *Quercus cerris* e *Q. pubescens*

A. Boschi zionali decidui a dominanza di cerro (*Quercus cerris*) e roverella (*Quercus pubescens*), tendenzialmente subacidofili e mesoxerofili, tipici dei settori centrali e meridionali della penisola italiana, con distribuzione prevalente nei settori interni e subcostieri del versante adriatico.

QUERCO-FAGETEA Br.-Bl. et Vlieg. In Vlieg. 1937
QUERCETALIA PUBESCENTIS-PETREAE Klika 1933 corr. Moravec in Bég. et Theurillat 1984
Carpinion orientalis Horvat 1958
Lauro-Quercenion pubescentis Ubaldi 1995
Daphno laureolae-Quercetum cerridis Taffetani, Biondi 1995

B. Cespuglieti di margine o di radura forestale a dominanza di rosacee e leguminose di ambienti prevalentemente mesoxerofili o mesofili, presenti in tutto il territorio italiano.

RHAMNO CATHARTICAE-PRUNETEA SPINOSAE Riv.-Goday e D. Carb. 1961
PRUNETALIA SPINOSAE R. Tx. 1952
Cytision sessilifolii Biondi 1988
Spartio juncei-Cytisetum sessilifolii Biondi, Allegrezza, Guitian 1988

C. Praterie secondarie sub-steppiche a dominanza di *Festuca* sp. pl., *Bromus* sp.pl. e altre graminacee a distribuzione eurasiatica, a carattere mesoxerofilo o mesofilo.

FESTUCO-BROMETEA Br.Bl. & Tx. 1943 ex Klika & Hadac 1944
BROMETALIA ERECTI Br.Bl. 1936
Phleo ambigui-Bromion erecti Biondi & Blasi 1995

2.2 RISULTATI NON PUBBLICATI

2.2.1 GERARCHIZZAZIONE DEI BACINI

La gerarchizzazione dei bacini dell'areale settentrionale della specie ha confermato le attese sui fiumi ritenuti cruciali nel processo di riespansione della lontra. Il grafo costruito ha 7 nodi, uno per ogni bacino considerato, e 21 legami (**Figura 16**). Di questi nodi, il nodo 2, corrispondente al bacino del F. Biferno, risulta il più importante nel conservare la connettività del grafo, ossia dell'intero areale settentrionale di distribuzione della lontra, come indicano gli alti valori delle componenti del δPC (δPC_{intra} , δPC_{flux}). Anche il valore del $\delta PC_{connector}$ sottolinea la posizione strategica del bacino del Biferno e il suo ruolo di *stepping-stone* nel connettere i restanti bacini dell'areale (**Figura 17**).

Il bacino del Trigno si conferma come il migliore candidato per una futura espansione della lontra verso settentrione (δPC). I valori più bassi si registrano a carico dei bacini del Sinarca e del Saccione, ad indicare un loro ruolo marginale nella definizione dell'attuale livello di connettività. Per questi due bacini andrebbero previsti interventi di riqualificazione per ampliare la distribuzione attuale della lontra.

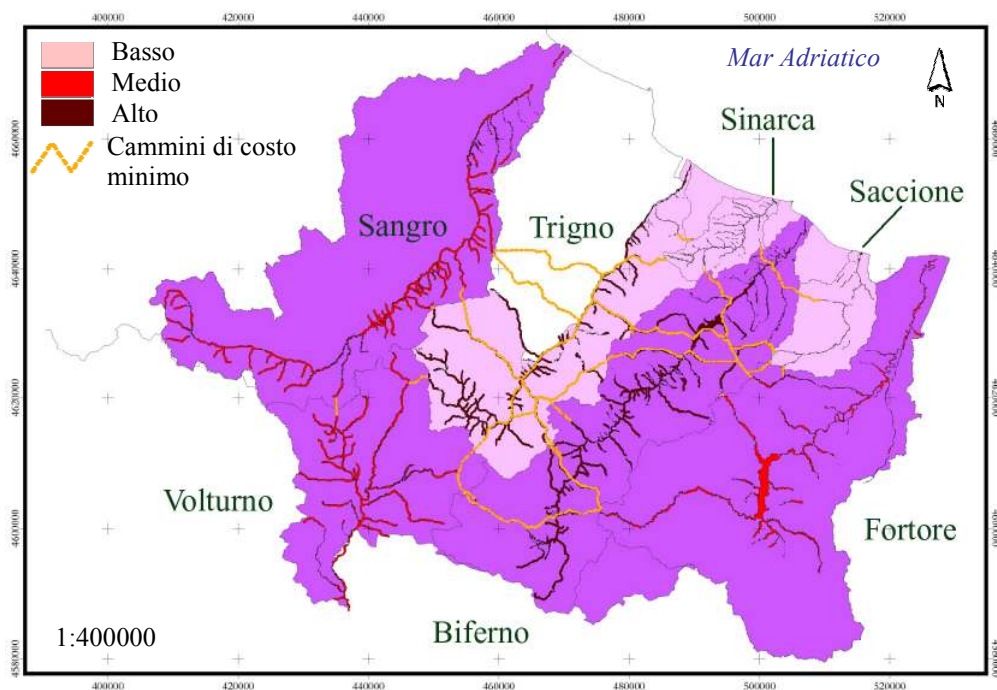


Figura 16 - Valori della variazione dell'indice (δPC) suddivisi in classi di importanza sulla base del contributo alla connettività complessiva dell'areale settentrionale di distribuzione della lontra.

I risultati indicano che i cammini con la maggiore probabilità di essere percorsi sono quelli che collegano i bacini Sangro-Trigno ($p_{ij}^* = 0.93$) e i bacini Biferno-Trigno ($p_{ij}^* = 0.89$). Questi valori confermano che il bacino del F. Trigno ha delle probabilità molto buone di essere ricolonizzato nel prossimo futuro.

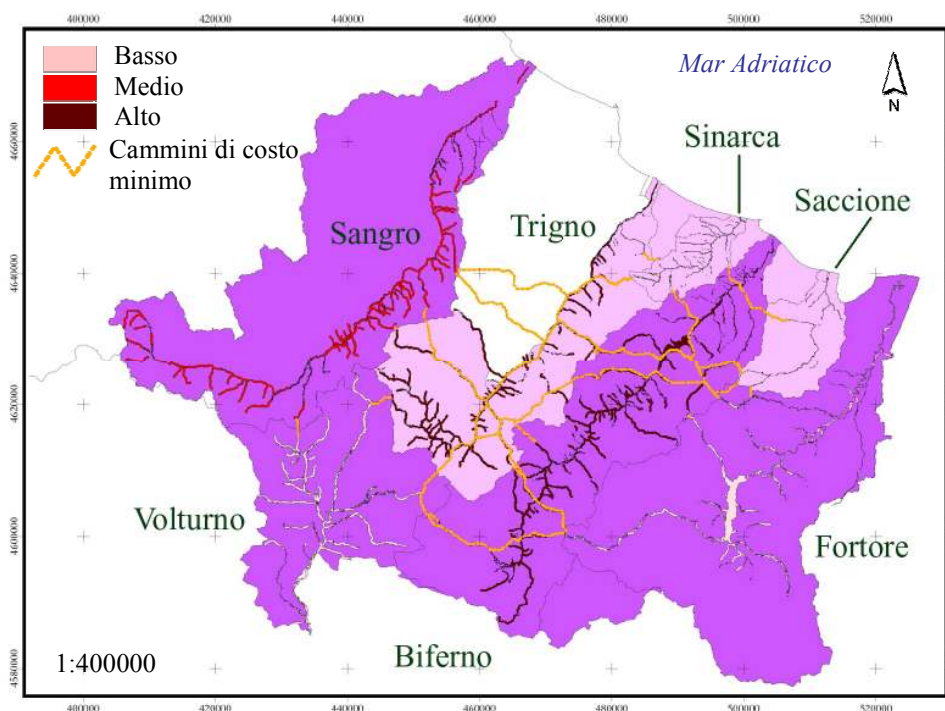


Figura 17 - Valori della variazione della componente *connector* dell'indice ($\delta PC_{connector}$), che mostra il contributo allo spostamento tra bacini in base alla strategicità dell'ubicazione.

2.2.2 RISCHIO STRADALE

La carta del rischio di investimenti stradali non è stata al momento oggetto di pubblicazione, tuttavia si pensa sia di pubblicare i risultati ottenuti finora, sia di estenderla all'areale centrale della lontra (regioni Basilicata e Campania).

Delle elaborazioni effettuate, si mostra, come esempio, quanto ottenuto per il bacino del F. Biferno, che, sulla base dell'analisi della connettività, è risultato il bacino con i più alti valori della variazione dell'indice (δPC) e delle sue componenti (δPC_{intra} , δPC_{flux} , $\delta PC_{connector}$).

Il bacino del F. Biferno è il più connesso dell'areale per l'estensione di habitat idoneo che offre lungo le aste fluviali e per la sua posizione di centralità nell'areale settentrionale della specie. Inoltre, esso svolge un ruolo cruciale nel favorire lo spostamento della lontra fra i bacini della porzione meridionale dell'areale (Fortore) e quelli della porzione settentrionale (Volturno, Trigno, Sangro).

FIUME BIFERNO

Regione: Molise

Provincia: Campobasso

Foce: Adriatico

Estensione reticolo analizzato: 383 km

Superficie totale buffer: 14.907 ha



La carta del rischio di investimenti stradali elaborata per il bacino del Fiume Biferno mette in evidenza che l'intero bacino è interessato da un elevato rischio di investimento di lontre. In particolare, gli effetti negativi delle strade si concentrano lungo l'asta principale del fiume, nell'alta e media valle, in corrispondenza delle macchie di habitat più idonee e più importanti nel mantenere la connettività a scala di bacino e di intero areale (**Figura 15**).

L'arteria più pericolosa è la S.S. n. 647 "Bifernina", in quanto corre parallelamente al corso principale del fiume, ovvero all'attuale unica area di presenza accertata della specie nel bacino. Data la necessità di interventi mirati a proteggere la specie nelle macchie di habitat più idonee ed estese, si può ipotizzare l'inserimento di strutture (ad esempio di barriere) che evitino lo spostamento della specie sul manto stradale.

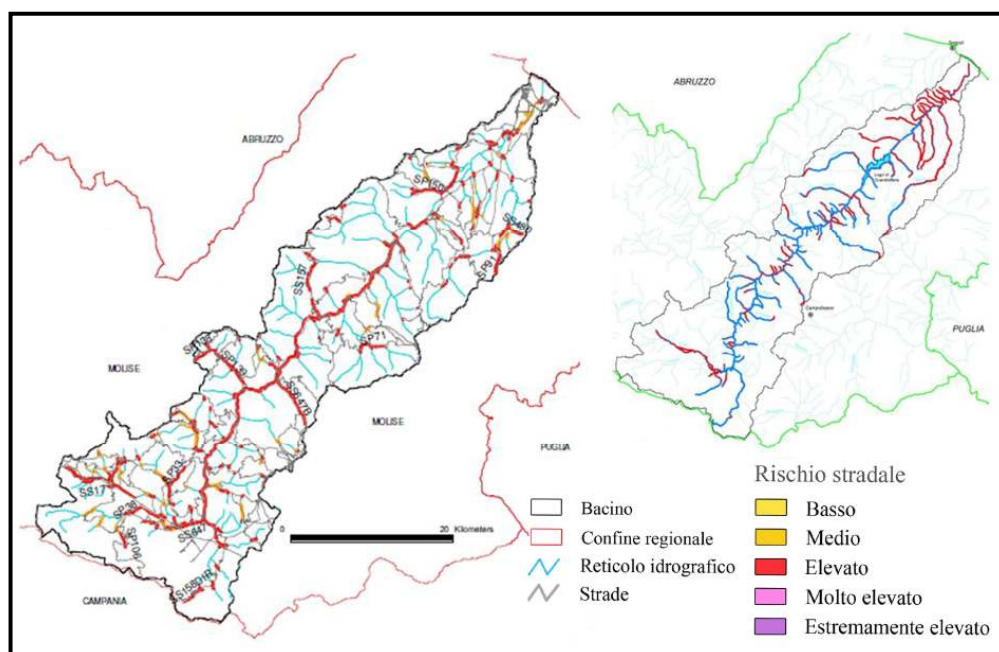


Figura 15 - Carta del rischio di investimenti nel bacino del Biferno (a sinistra) e distribuzione delle aree idonee (in azzurro) e non idonee (in rosso).

3. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

3. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

La determinazione ed il mantenimento di elevati livelli di connettività in paesaggi frammentati dall'attività antropica è una priorità delle politiche di conservazione delle specie a rischio di estinzione, pertanto l'elaborazione della rete ecologica per la lontra ha richiesto una lettura strutturale e dinamico-funzionale del mosaico territoriale, basata su conoscenze della biologia e dell'etologia della specie (Pullin *et al.*, 2004; Scott *et al.*, 2000; Battisti, 2004; Moilanen *et al.*, 2005).

L'impiego dell'indice "Probabilità di Connettività" (Saura & Pascual-Hortal, 2007), applicato in questo lavoro ai sistemi dendritici, ha dimostrato di essere uno strumento efficace per integrare *pattern* territoriale e processi ecologici in ambito fluviale, consentendo di raggiungere un triplice scopo: descrivere il ruolo dei diversi bacini nel contesto della funzionalità e della dinamica della rete ecologica per la lontra nell'areale settentrionale di distribuzione della specie in Italia; definire struttura e funzione degli ecosistemi ripari dell'areale e degli ecosistemi della matrice interposta tra aste di bacini contigui in relazione alla persistenza delle popolazioni di lontra e alla dispersione di individui fra bacini idrografici contigui; stabilire una priorità di tutela degli habitat in rapporto ad un incremento della loro qualità e ad un aumento del livello complessivo di connettività.

Quest'ultimo risultato rappresenta un presupposto indispensabile per sviluppare strategie concrete di salvaguardia della specie e dei suoi habitat d'elezione. La determinazione del diverso contributo di ogni macchia di habitat alla connettività del sistema e la definizione di una conseguente priorità di gestione dei diversi settori consente di discriminare fra zone in cui concentrare le misure di conservazione e zone che necessitano di interventi di riqualificazione; di conseguenza, permette di concentrare in poche aree gli sforzi economici, anziché rivolgerli in maniera non selettiva all'intero mosaico territoriale, con una riduzione sostanziale dell'impegno economico.

La caratteristica di robustezza dell'indice PC in merito ai cambiamenti di scala nel processo di gerarchizzazione di habitat ed aree di connessione (Saura, 2008) ha consentito di ottenere i risultati tanto a scala di areale, quanto a scala di bacino.

I risultati esposti negli articoli pubblicati ed in fase di pubblicazione sono coerenti con le aspettative derivanti dalla conoscenza del territorio: ad ampia scala, il bacino del F. Biferno svolge il ruolo più importante nel garantire l'attuale livello di connettività dell'intero areale settentrionale, e ciò coerentemente con la sua posizione e con l'estensione dei suoi habitat ripari, mentre i bacini idrografici del basso Molise (Saccione e Sinarca), che si trovano in una parte del territorio regionale che subisce la pressione antropica più vigorosa (profonda trasformazione della matrice territoriale per uso agricolo intensivo, presenza di un numero maggiore di

infrastrutture stradali, eliminazione di lunghi tratti della vegetazione spondale), necessitano di una riqualificazione mirata sia agli habitat ripariali, sia agli habitat della matrice. Un ruolo particolare spetta al bacino del F. Trigno, che, sebbene presenti un'elevata idoneità per la specie, risulta al momento non ancora ricolonizzato. Sulla base di quanto emerge dall'analisi della connettività effettuata, si può tuttavia affermare che il bacino del F. Trigno mostra la maggiore probabilità di ricolonizzazione della lontra a medio termine.

I risultati ottenuti a scala di dettaglio rivelano che ogni lembo di vegetazione contribuisce in maniera diversa alla funzionalità della rete ecologica dei sistemi fluviali. In generale, si riconferma quanto emerso a scala più ampia: le aree montane giocano un ruolo chiave nel processo di dispersione della lontra, al contrario di quelle prospicienti la costa. Le prime hanno una vegetazione riparia più consistente e più continua lungo le sponde dei corsi d'acqua, e in esse l'uso del suolo a scopo produttivo è di tipo estensivo; nelle seconde, *hot-spot* dello sviluppo antropico, la riespansione della lontra è fortemente condizionata da una riqualificazione delle aree riparie e della matrice territoriale.

Una rete ecologica efficiente per la lontra deve garantire, dunque, la funzionalità dei corsi d'acqua, che viene assicurata dall'efficienza degli habitat ripariali. L'eterogeneità degli habitat e gli elevati livelli di diversità specifica lungo i corridoi fluviali sono funzione della tutela delle dinamiche successionali caratteristiche della vegetazione ripariale (Ward *et al.*, 2002b). L'unione del metodo sindinamico (per lo studio della vegetazione) alle procedure di gerarchizzazione di habitat ed aree di connessione e alle conoscenze eto-ecologiche sulla specie ombrello indagata si è dimostrato molto efficiente per orientare azioni di recupero degli habitat ripari coerenti con le dinamiche naturali. La chiave per una concreta ricostituzione delle strategie di restauro fluviale consiste, infatti, nel ricostituire i processi funzionali in maniera tale da innescare le dinamiche fluviali naturali e "lasciare che il fiume lavori" (Ward *et al.*, 2002; Stanford *et al.*, 1996).

In questo contesto, la ricostituzione dei processi funzionali di ogni frammento di habitat prefigurata dal modello sviluppato costituisce una risposta concreta al fenomeno della frammentazione, poiché consente di definire in termini quantitativi l'isolamento di ogni lembo residuale di habitat e di arginarne gli effetti negativi.

Sulla base di quanto detto, e richiamando le unità fondamentali di una rete (Capitolo 1), la rete ecologica per la lontra nell'areale di distribuzione settentrionale della specie in Italia risulta così costituita:

1. aree centrali. Sono rappresentate dalle macchie di habitat ripario ad alta idoneità che consentono alla lontra l'espletamento delle proprie attività quotidiane (Capitolo 1, **Figura 11**). Sono anche le connessioni interne alla struttura reticolare (*sensu* Csermely, 2004), che definiscono il sistema e conferiscono robustezza ad esso;

2. zone cuscinetto. Sono rappresentate dalle macchie di habitat ripario subottimali per la lontra. Nella rete elaborata sono mostrate assieme alle *core areas* (Capitolo 1, **Figura 11**);
3. corridoi ecologici. Sono rappresentati dalle vie di dispersione del territorio extraripario che, insieme alle aree centrali, costituiscono i corridoi di spostamento (Capitolo 1, **Figura 13**). Sono anche le connessioni esterne alla struttura reticolare (*sensu* Csermely, 2004) che conferiscono stabilità al sistema ed evitano la disgregazione della rete;
4. pietre da guado. Sono individuate dalla componente $dPC_{connector}$ per ogni coppia di bacini idrografici contigui (Capitolo 2, Risultati non pubblicati, **Figura 17** per l'illustrazione delle *stepping-stones* dell'areale);
5. aree di restauro ambientale. Sono indicate dall'applicazione del metodo sindinamico (Capitolo 2, Articolo per la rivista *Estimo e Territorio. Valutare e gestire l'ambiente* (in stampa), **Figure 5 e 6** per l'illustrazione di un esempio particolare).

Da un esame delle componenti della rete, risulta che molte aree centrali ricadono dentro i Siti di Importanza Comunitaria (SIC), ma ciò non è altrettanto vero per le aree di connessione tra bacini, che per lunghi tratti ricadono spesso al di fuori delle aree naturali oggetto di tutela (**Figura 18**).

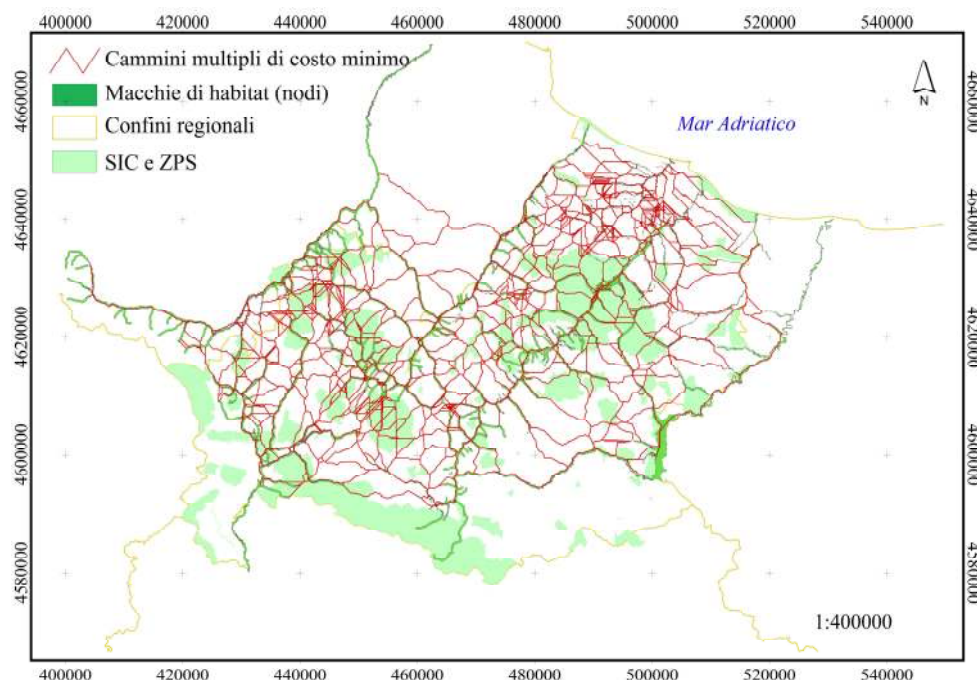


Figura 18 – Sovrapposizione tra le macchie di habitat idoneo alla lontra, i cammini multipli di costo minimo e le aree tutelate dell'area settentrionale (SIC e ZPS).

Sarà utile, in futuro, sovrapporre, a scala di areale, il dato sulla superficie territoriale idonea alla lontra che effettivamente è protetta da SIC e ZPS con quello sul rischio potenziale causato dalla presenza di infrastrutture stradali eccessivamente vicine e/o prive di strutture atte a prevenirne l'attraversamento, al fine di determinare la quantità reale di ambienti idonei di cui la specie può disporre. Il risultato potrà dettare norme operative per la salvaguardia della lontra.

Oltre a quanto sopra illustrato, va sottolineato che la procedura elaborata permette di giungere a risultati che si pongono in linea con quanto espresso dalla Direttiva Acque (Direttiva 2000/60/CE, Parlamento Europeo, 2000) in merito alle esigenze di "protezione e miglioramento" degli ecosistemi fluviali, fornendo uno strumento scientifico ed operativo per intervenire sul territorio in tal senso. Di fatto, i risultati ottenuti forniscono una risposta alla necessità dettata dalla direttiva di istituire programmi di monitoraggio dell'ecosistema acquatico che ne valutino lo stato ecologico attraverso alcuni "elementi biologici" (composizione e abbondanza della flora acquatica; composizione e abbondanza dei macroinvertebrati bentonici; composizione, abbondanza e struttura di età della fauna ittica). Sulla base di quanto emerso dall'applicazione della procedura sviluppata, è ipotizzabile aggiungere la lontra alla lista degli elementi biologici di valutazione dello "stato ecologico delle acque superficiali". Come dimostrato da Bifulchi & Lodé (2005) per alcuni fiumi francesi, anche per i fiumi italiani la lontra rappresenta una specie ombrello, poiché la protezione di questa specie garantisce la salvaguardia degli ecosistemi fluviali e dei bacini idrografici dell'Italia meridionale. Infatti, la presenza della lontra all'interno di un bacino è indice di una buona qualità dell'ecosistema fluviale, mentre la connettività laterale tra bacini è indicatore di una buona qualità della matrice territoriale.

In tale contesto, la procedura elaborata permette di contribuire fattivamente alla tutela di una specie a rischio di estinzione in Italia e alla difesa delle funzioni ecosistemiche dei fiumi e dei bacini idrografici, configurandosi come uno strumento utile per la valutazione delle compatibilità fra gli interessi di sviluppo della società umana e le esigenze di conservazione essenziali per la loro sostenibilità.

4. CONSIDERAZIONI FINALI

4. CONSIDERAZIONI FINALI E SVILUPPI FUTURI

L'applicazione dell'indice Probabilità di Connettività (PC) rappresenta il punto di arrivo di una serie di prove di analisi della connettività iniziate con l'applicazione di alcuni tradizionali indici strutturali e proseguite con l'utilizzo degli indici funzionali. L'approccio iniziale era basato su una carta della permeabilità tra bacini (ottenuta a partire dal modello di idoneità dell'area, Cianfrani *et al.*, 2009), su cui era stata effettuata un'analisi della connettività degli habitat idonei allo spostamento a terra attraverso "l'Indice Integrato di Connettività" (Pascual-Hortal & Saura, 2006). Quest'ultimo indice, sebbene basato sullo stesso concetto di disponibilità di habitat dell'indice PC, fa riferimento ad un modello di connessione binario. In una fase iniziale della ricerca, dunque, le aree di connessione della lontra sono state calcolate con una distanza di tipo euclideo.

Lo sviluppo della procedura basata sull'indice Probabilità di Connettività e sui modelli di costo minimo ha consentito di ottenere molti risultati utili a scala di areale e a scala di dettaglio:

1. parametri strutturali relativi alle macchie di habitat ottimale e sub-ottimale per la lontra (ubicazione, dimensione, forma, perimetro, distanza reciproca con gli altri habitat, ...);
2. cammino di costo minimo congiungente ogni coppia di bacini contigui con ubicazione e lunghezza effettiva in metri e in termini di costo da sostenere nello spostamento;
3. cammini multipli di costo minimo (*sensu* Theobald, 2006) presenti fra bacini contigui e fra ogni coppia di bacini contigui con ubicazione e lunghezze effettive in metri e in termini di costo da sostenere nello spostamento;
4. quantificazione del valore assoluto dell'indice Probabilità di Connettività e sua variazione relativa:
 - i. gerarchizzazione dei bacini e degli habitat in ordine di importanza nel mantenimento della connettività, individuazione cartografica e parametri di ognuno di essi (es. importanza dell'habitat in termini percentuali, area, perimetro di ciascuno);
 - ii. gerarchizzazione delle aree di connessione più importanti nel mantenimento della connettività, individuazione cartografica e parametri di ogni legame funzionale (es. importanza in termini percentuali del legame, area, perimetro);
5. determinazione della variazione delle diverse componenti del PC e individuazione cartografica di macchie e cammini con i relativi parametri:
 - connettività interna a ciascuna macchia (*intrapatch connectivity*);
 - connettività fra macchie (*interpatch connectivity*):
 - i. bacini e macchie più connessi;

- ii. bacini e macchie più importanti per la dispersione;
- iii. aree di connessione più importanti per la dispersione;
- 6. aree di connessione che peggiorano il livello di connettività complessivo nel caso in cui vengano eliminate (ubicazione e relativi parametri);
- 7. aree di connessione che migliorano il livello di connettività complessivo nel caso in cui vengano migliorate (ubicazione e relativi parametri).

Sebbene fino ad ora siano stati pubblicati i primi risultati, una parte di essi sarà oggetto di prossime pubblicazioni. In particolare, la quantificazione del grado di connettività complessivo dell'areale sarà oggetto di una prossima pubblicazione, nella quale esso viene determinato mediante l'indice *Equivalent Connected Area (ECA)* (Saura *et al.*, submitted). Inoltre, andrà data maggiore enfasi all'interessantissima informazione associata alla determinazione del valore relativo dell'indice *PC*, che consente di specificare il contributo di ciascuna macchia di habitat e di ciascuna area di connessione alla connettività complessiva.

In considerazione della vulnerabilità della lontra nella fase della dispersione in relazione al rischio da incidenti stradali, anche la carta del rischio stradale e ferroviario, elaborata per l'areale settentrionale, sarà oggetto di una specifica pubblicazione, in quanto la si ritiene uno strumento operativo molto importante ai fini della tutela della specie.

BIBLIOGRAFIA CITATA

BIBLIOGRAFIA CITATA

- Adriaensen, F., Chardon, J.P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H., Mathysen, E. (2003) The application of “least-cost” modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban planning*, **64**, 233-247.
- Agliata, M., & Cingolati, V. (2000) Programma d’azione del progetto APE – Appennino Parco d’Europa. MATTM, Servizio Conservazione della Natura. Roma.
- Andrén, H. (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat — a review. *Oikos*, **71**, 355–366.
- Anson, H., Schipke, R., Zinke, O. (1997) Population structure of the otter, *Lutra lutra*. Parameters and model for a Central European region. *Journal of Mammalian Biology*, **62** (3), 143-151.
- Armstrong, S. J., Botzler, R. G. (1998) (curatori) Environmental Ethics: divergence and convergence. McGraw-Hill, New York.
- Armstrong, S. J., Botzler, R. G. (2003) The Animal Ethics Reader. Routledge.
- Baillie, J. E. M., Hilton-Taylor, C., Stuart, S. N. (editors) (2004) IUCN Red List of Threatened Species. A global species assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 191 pp.
- Baillie, S. R., Sutherland, W. J., Freeman, S. N., Gregory, R. D., Paradis, E. (2000) Consequences of large-scale processes for the conservation of bird populations. *Journal of Applied Ecology*, **37** (1), 88-102.
- Battisti, C. (2004) Frammentazione ambientale, connettività, reti ecologiche. Un contributo teorico e metodologico con particolare riferimento alla fauna selvatica. Provincia di Roma, Assessorato alle Politiche Agricole, Ambientali e Protezione Civile, pp 249.
- Battisti, C., Bologna, M.A., Brunetta, G., Campioni, G., Di Ludovico, D., Furlanetto, D., Lanticina, M., Malcevski, S., Moranti, D., Peano, A., Properzi, P., Romano, B., Venchi, A. (2003) Gestione delle aree di collegamento ecologico funzionale. Indirizzi e modalità operative per l’adeguamento degli strumenti di pianificazione del territorio in funzione della costruzione di reti ecologiche a scala locale. APAT, Manuali e linee guida 26/2003.
- Baudry, J. & Merriam, H.G. (1988) Connectivity and connectedness: functional versus structural pattern in Landscape, in: Connectivity in Landscape Ecology. Proceedings of the 2 International Seminar of IALE, Munstershe Geographische Arbaiten.
- Beier, P. & Noss, R. F. (1998) Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology*, **12**, 1241-1252.
- Benda, L., Poff, N. L., Miller, D., Dunne, T., Reeves, G., Pess, G., Pollock, M. (2004) The Network Dynamics Hypothesis: How Channel Networks Structure Riverine Habitats. *BioScience*, **54** (5), 413-427.
- Bennett, A.F. (1999) Linkages in the Landscapes. The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Bennett, A.F. (1990) Land use, forest fragmentation and the mammalian fauna at Naringal, south-western Victoria. *Australian Wildlife Research*, **17**, 325–347.
- Bifulchi, A. & Lodé, T. (2005) Efficiency of conservation shortcuts: An investigation with otters as umbrella species. *Biological conservation*, **126** (4), 523-527.
- Blasi, C. (2004) Conservazione della biodiversità e rete ecologica d'Italia. Atti della II Conferenza Nazionale delle Aree Naturali Protette. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio.
- Boitani, L., Falcucci, A., Maiorano, L., Montemaggiori, A. (2002) Rete Ecologica Nazionale: il ruolo delle aree protette nella conservazione dei Vertebrati. Dip. B.A.U. Università di Roma “La Sapienza”, Dir. Conservazione della Natura-Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio, Istituto di Ecologia Applicata. Roma.
- Bonesi, L., Strachan, R., Macdonald, D.W. (2006) Why are there fewer signs of mink in England? Considering multiple hypotheses. *Biological Conservation*, **130**, 268–277.

- Bouwma, I., Jongman, R.H.G., Butowsky, R. (2002) The Indicative map of the Pan-European Ecological Network for Central and Eastern Europe. Technical background document, ECNC.
- Braun-Blanquet, J. (1964) Pflanzensociologie. 3 ed. Springer, Wien-New York.
- Bulgarini, F., Calvario, E., Fraticelli, F., Petretti, F., Sarrocco, S. (1998) (curatori) Libro rosso degli animali d'Italia. Vertebrati. WWF e Ministero dell'Università e della Ricerca Scientifica e Tecnologica.
- Bunn, A. G., Urban, D. L., Keitt, T. H. (2000) Landscape connectivity: A conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management*, **59**, 265-278.
- Cabeza, M. & Moilanen, A. (2001) Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution*, **16** (5), 242-248.
- Calabrese, J.M. & Fagan, W.F. (2004) A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Front. Ecol. Environ.*, **2**, 529-536.
- Callicott, J. B., Crowder L.B., Mumford K. (1999) *Conservation Biology*, **13** (1), 22-35.
- Callicott, J. B. (1994) Earth's Insights: A multicultural survey of ecological ethics from the Mediterranean basin to the Australian outback. University of California Press, Berkeley, CA.
- Callicott, J. B. (1990) Whither conservation ethics? *Conservation Biology*, **4**, 15-20.
- Cagnolaro, L., Rosso, D., Spegnesi, M., Venturi, B. (1975) Inchiesta sulla distribuzione della lontra (*Lutra lutra*) in Italia nei cantoni Ticino e Grigioni (Svizzera) 1971-1973. *Ric. Biol. Selv.*, **63**, 120 pp.
- Caro, T.M. (2003) Umbrella species: critique and lessons from East Africa. *Animal Conservation*, **6**, 171-181.
- Cassola, F. (1986) La Lontra in Italia. Censimento, distribuzione e problemi di conservazione di una specie minacciata. In: The Otter in Italy. Survey, distribution e conservation of an endangered species. WWF Italia, Serie Atti e Studi n.5. Roma.
- Chanin, P.R.F. (2005) Road casualties. European Otter Conference, Padula (SA), Italy. Abstract, p. 38.
- Chanin, P.R.F. (2003) Ecology of the Eurasian Otter. Conserving Natura 2000 Sites Rivers Ecology Series N° 10. English Nature, Peterborough.
- Chetkiewicz, C. B., St. Clair, C. C., Boyce, M. S. (2006) Corridors for Conservation: Integrating Pattern and Process. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, **37**, 317-342.
- Cianfrani, C., Le Lay, G., Hirzel, A. H., Loy, A. (2009) Do habitat suitability models reliably predict the recovery areas of threatened species? *Journal of Applied Ecology*. In review.
- Conroy, J.W.H. & Chanin, P.F. (2000) The status of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Europe - A review. Proceedings of the first Otter Toxicology Conference, (Edited by Conroy J.W.H., Yoxon P., Gutleb A.C.) Isle of Skye, September 2000. *Journal of the International Otter Survival Fund*, **1**, International Otter Survival Fund, Broadford, Isle of Skye IV49 9AQ , Scotland.
- Consiglio Europeo, UNEP & ECNC (1996) The Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy: A vision for Europe's natural heritage. European Centre for Nature Conservation, Tilburg. Gazzetta Ufficiale L 327, 1-84.
- Consiglio Europeo (1992) Direttiva 92/43/CEE del Consiglio del 21 maggio 1992 relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche. Gazzetta ufficiale L 206 del 2.2.7.1992.
- Consiglio Europeo (1979) Direttiva 79/409/CEE del Consiglio del 2 aprile 1979 relativa alla conservazione degli uccelli selvatici. Gazzetta ufficiale L 103. Convenzione sulla conservazione della biodiversità.
- Cortes, Y., Fernandez-Salvador, R., Garcia, F.J., Virgos, E., Llorente, M. (1998) Changes in otter *Lutra lutra* distribution in Central Spain in the 1964-1995 period. *Biological Conservation*, **86** (2), 179-183.
- Crooks K. R. & Sanjayan, M. (2006) Connectivity conservation. Cambridge University Press, New York.

- Csermely, P. (2004) Strong links are important, but weak links stabilize them. *Trends in Biochemical Sciences*, **29** (7), 331-334.
- D'Alessandro, E., Carranza, M. L., Saura, S., Loy, A. (2009) Un modello di rete ecologica per la lontra in Italia. *Estimo e Territorio. Valutare e gestire l'ambiente*, **4**, 31-38.
- Debinski, D. M. & Holt, R. D. (2000) A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology*, **14** (2), 342-355.
- De Castro, G. & Loy, A. (2007) Un nuovo censimento della lontra (*Lutra lutra*, *Carnivora*, *Mammalia*) nel fiume Sangro (Abruzzo): inizia la ricolonizzazione dell'Italia centrale? 68° convegno Unione Zoologica Italiana, Lecce, 23-25 Settembre 2007. Riassunti: 105.
- Delbaere, B. C. W. (2003) European policy review. Status of the Pan-European Biological and Landscape Diversity Strategy. *J. Nat. Conserv.*, **11**, 127-128.
- Delbaere, B. C. W. (1998) Facts & figures on Europe's biodiversity: states and trends 1998-1999. Tilburg, The Netherlands: European Centre for Nature Conservation.
- Di Marzio, M. (2004) Rilascio sperimentale di lontra europea (*Lutra lutra* L.) nel bacino idrografico Aterno-Pescara: analisi ecologica ed eto-biologica mediante tecniche radiotelemetriche. Tesi di laurea, Università degli Studi dell'Aquila.
- Driezen, K., Adriaensen, F., Rondinini, C., Doncaster, C. P., Mathysen, E. (2007) Evaluating least-cost model predictions with empirical dispersal data: A case-study using radiotracking data of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). *Ecological modelling*, **209**, 314-322.
- Durbin, L.S. (1998) Habitat selection by five otters *Lutra lutra* in rivers of northern Scotland. *Journal of Zoology*, **245**, 85-92.
- Erlinge, S. (1967a) Home range of the otter *Lutra lutra* in Southern Sweden. *Oikos*, **18**, 186-209.
- ESRI (2000) Arc-View 3.2. California, USA.
- Estrada, E & Bodin, O. (2008) Using network centrality measures to manage landscape connectivity. *Ecological Applications*, **18** (7), 1810-1825.
- Fagan, W. F. & Calabrese, J. M. (2006) Quantifying connectivity: balancing metric performance with data requirements. In: *Connectivity conservation*. Crooks & Sanjayan, 297-317. Cambridge University Press, New York.
- Fagan, W.F. (2002) Connectivity, fragmentation, and extinction risk in dendritic metapopulations. *Ecology*, **83** (12), 3243-3249.
- Fahrig, L. (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Evol. Syst.*, **34**, 487-515.
- Feinsinger, P. (2001) Designing field studies for biodiversity conservation. *The Nature Conservancy Council*, Island Press.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. (2007) Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecol. Biogeogr*, **16**, 265-280.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C., J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., Snyder, P. K. (2005) Global Consequences of Land Use. *Science*, **309**, 570-574.
- Forman, R.T.T. (1995). *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press.
- Forman R.T.T. & Godron M. (1986) *Landscape ecology*. John Wiley and Sons, New York.
- Fumagalli, R., Prigioni, C. (1993) Evoluzione della distribuzione della lontra (*Lutra lutra*) in Italia e possibilità di sopravvivenza dei nuclei residui. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, **21**, 189-199.
- Fracasso, G. (2008) Aspetti faunistici: i vertebrati terrestri. In: "Fiumi e boschi ripari · Calme vie d'acqua e loro margini ombrosi". Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare - Museo Friulano di Storia Naturale - Comune di Udine. Quaderni habitat n° **21**, 103-126. Udine.

- Fusillo, R., Marcelli, M., Boitani, L. (2007) Survey of an otter *Lutra lutra* population in Southern Italy: site occupancy and influence of sampling season on species detection. *Acta Theriol.* **52**, 251-260.
- Fusillo, R., Marcelli, M., Boitani, L. (2004) Progetto di ricerca sulla ecologia della lontra nel Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano. Relazione delle attività di ricerca. 2003-2004. Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano, Università degli Studi di Roma "La Sapienza".
- Fusillo, R., Marcelli, M., Boitani, L. (2003) Progetto di ricerca sulla lontra nel Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano. Relazione conclusiva. Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano. Università di Roma "La Sapienza", Roma.
- Gambino, R. (2001) Reti ecologiche per il territorio europeo. Centro Studi V. Giacomini, (2001). Uomini e Parchi oggi. Reti ecologiche. *Quaderni di Gargnano*, 139-144.
- Ganio, L. M., Torgersen, C. E., Gresswell, R. E. (2005) A geostatistical approach for describing spatial pattern in stream networks. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **3** (3), 138-144.
- Gehu, J.M. (1976) Notion fondamentales de phytosociologie. Ber. Int. Simp. Int. Vereinigung Vegetatonsk, 5-33.
- Garnier, S., Alibert, P., Audiot, P., Prieur, B., Rasplus, J-Y. (2004) Isolation by distance and sharp discontinuities in gene frequencies: implications for the phylogeography of an alpine insect species, *Carabus somieri*. *Molecular Ecology*, **13**, 1883-1897.
- Gibbons, J.W., Scott, D.E., Ryan, T.J., Buhlmann, K.A., Tuberville, T.D., Metts, B.S., Greene, J.L., Mills, T., Leiden, Y., Poppy, S. & Winne, C.T. (2000) The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. *Bioscience*, **50**, 653–666.
- Glowka, L., Burhenne- Guilmin, F., Syngé, H. (1994) A guide to the conservation of Biological Diversity, IUCN, Gland and Cambridge, UK, 161 pp.
- Grant, E. H. C., Lowe, W. H., Fagan, W. F. (2007) Living in the branches: population dynamics and ecological processes in dendritic networks. *Ecology Letters*, **10**, 165-175.
- Green, J., Green, R. (1985) Territoriality and home range in Scotland. In Duplaix N., Kempf C. (eds): Proceedings of the 3rd International Otter Colloquium, Strasburg, November 1983.
- Green, J., Green, R., Jefferies, D.J. (1984) A radio-tracking survey of otters *Lutra lutra* (L. 1758) on a Perthshire river system. *Lutra*, **27**, 85-145.
- Groom, M. J., Meffe, G. K., Carroll, C. R. and Contributors (2006) Principles of Conservation Biology Third edition. Sinauer Associates, Inc.
- Haila, Y. (2002) A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*, **12** (2), 321-334.
- Hayla, Y. (1985) Birds as a tool in reserve planning. *Ornis Fennica*, **62**, 96-100.
- Hanski, I. (2005). Landscape fragmentation, biodiversity loss and the societal response. The longterm consequences of our use of natural resources may be surprising and unpleasant. *European Molecular Biology Organization* **6** (5), 388-393.
- Harary, F. (1969) Graph Theory. Addison-Wesley, Reading, MA.
- Hess, G.R. & King, T.J. (2002) Planning open spaces for wildlife. I. Selecting focal species using a Delphi survey approach. *Landsc. Urban Plann.*, **58**, 25-40.
- Hobbs, R.J. & Yates, C.J. (2003) Impacts of ecosystem fragmentation on plant populations: generalising the idiosyncratic. *Australian Journal of Botany*, **51**, 471–488.
- Honnay, O., Verhaeghe, W., Hermy M. (2001) Plant community assembly along dendritic networks of small forest streams. *Ecology*, **82** (6), 1691-1702.
- Ims, R. A. & Yoccoz, N. G. (1997) Studying transfer processes in metapopulations: emigration, migration and colonization. In: Hansky I. and Gilpin M. E. (eds). Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution. Academic Press, San Diego, 247-265.
- Jefferies, D. J. (1989) The changing otter population of Britain 1700–1989. *Biol. J. Linn. Soc.* **38**, 61-69.

- Jefferies, D. J., Wayre, P., Jessop, R. M., Mitchell-Jones, A. J. (1986) Reinforcing the native Otter *Lutra lutra* population in East Anglia: an analysis of the behaviour and range development of the first release group. *Mammal Review*, **16** (2), 65-79.
- Jongman, R.H.G. (2004) The new dimensions of the European landscape. Springer.
- Jongman, R.H.G. (1995) Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *J. Landscape and Urban Planning*, **32**, 169-183.
- Jones-Walters, L. (2007) Pan-European Ecological Networks. European Policy Review. Elsevier.
- Keitt, T., Urban, D., Milne, B.T. (1997) Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conserv. Ecol.*, **1** (1), 4, <http://www.consecol.org/Journal/vol1/iss1/art4>.
- Kindlmann, P., Aviron, S., Burel, F. (2005) When is landscape matrix important for determining animal fluxes between resource patches? *Ecological Complexity*, **2**, 150-158.
- Kranz, A. (2000) Otters (*Lutra lutra*) increasing in Central Europe: from the threat of extinction to locally perceived overpopulation? *Mammalia*, **64**, 357-368.
- Kruuk, H. (2006) Otters, ecology, behaviour and conservation. Oxford University Press, Oxford.
- Kruuk, H. (1995) Wild otters. Predation and populations. Oxford University Press, Oxford.
- Lambeck, R.J. (1997) Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conserv. Biol.*, **11**(4), 849-856.
- Landers P.B., Verner J., Thomas J.W., 1988 - Ecological use of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology*, **2**, 316-328.
- Lawler, J. J., White, D., Sifneos, J. C., Master, L. L. (2003) Rare species and the use of indicator groups for conservation planning. *Conservation Biology*, **17** (3), 875-882.
- Lindenmayer, D. B., Franklin, J. F., Fischer, J. (2006) General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biol. Cons.*, **131**, 433-445.
- Loy, A., Carranza, M. L., Cianfrani, C., D'Alessandro, E., Bonesi L., Di Marzio, P., Minotti, M., Reggiani, G. (2009) Otter *Lutra lutra* populations' expansion in Italy: assessing habitat suitability and connectivity for the northern nucleus. *Folia zoologica*, **58** (3), 309-326.
- Loy, A., Bonesi, L., Carranza, M. L., Celico, F., Cianfrani, C., Ciccorelli, G., Cimino, F., D'Alessandro, E., Di Marzio, P., Di Martino, P., Minotti, M., Reggiani, G. (2008) Rete ecologica per la lontra - Fase 1. Rapporto finale. Dipartimento Scienze e Tecnologie per l'Ambiente e il Territorio e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare.
- Loy, A. (2006) An Italian action plan for the Eurasian otter (*Lutra lutra*): preliminary contents. *IUCN Otter Spec. Group Bull.*, **23** (1)/2006.
- Loy, A., Bucci, L., Carranza, M.L., De Castro, G., Di Marzio, P., Reggiani, G. (2004) Survey and habitat evaluation for a peripheral population of the Eurasian otter in Italy. In: Proceedings of the IX International Otter Colloquium, Frostburg (USA). *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*.
- Loy, A., Bucci, L., Carranza, M.L., De Castro, G., Di Martino, P., Di Marzio, P., Reggiani, G. (2003) Survey of the Eurasian Otter (*Lutra lutra*) in Molise (South-central Italy). Preliminary results and habitat evaluation derived from field data. 4° European Mammal Congress, Brno, Abstract Volume: 156.
- Loy, A., Bucci, L., Carranza, M.L., Di Martino, P., Di Marzio, P., Reggiani, G. (2002) Censimento della lontra (*Lutra lutra*, *Carnivora*, *Mammalia*) in Molise e validazione di modelli di idoneità ambientale attraverso applicazioni GIS. In: Pappone G., Casciello E., Cesarano M., Piacquadio G. (curatori) Atti del Convegno I sistemi di informazione geografica (GIS) nella gestione e lo sviluppo dell'ambiente e del territorio. Isernia, 20 novembre 2002.
- Macdonald, S.M., Mason, C.F. (1994) Status and conservation needs for the otter in the western Palearctic. Council of Europe Press, *Nature and Environment*, **67**, 1-54.
- MacDonald, S. & Mason, C. (1983) The otter *Lutra lutra* in Southern Italy. *Biol. Conserv.*, **25**, 95-101.

- Macdonald, S.M., Mason, C.F. (1982) A Survey for otters (*Lutra lutra*) In Southern Italy. Report to World Wildlife Fund, Italia, 15 pp.
- Madsen, A.B. (1996) Otter *Lutra lutra* mortality in relation to traffic, and experience with newly established fauna passage at exiting road bridges. *Lutra*, **39**, 76-90.
- Malcevschi, S. (2000) Nuovi ecosistemi e Reti ecologiche. Centro Studi V. Giacomini, 2001. Uomini e Parchi oggi. Reti ecologiche. *Quaderni di Gargnano*, **4**, 94-100.
- Malcevschi, S., Bisogni, L.B., Gariboldi, A. (1996) Reti ecologiche ed interventi di miglioramento ambientale. Il Verde editoriale, Milano.
- Mason, C. & Macdonald, S. (2004) Growth in otter (*Lutra lutra*) populations in the UK as shown by long-term monitoring. *Ambio*, **33**, 148-152.
- Mason, C.F., Macdonald, S.M. (1986a) Otters. Ecology e conservation. Cambridge: Cambridge University Press.
- Matisziw, T. C. & Murray, A. T. (2009) Connectivity change in habitat networks. *Landscape Ecology*, **24**, 89-100.
- Mattei, L., Antonucci, A., Di Marzio, M., Ronci, D., Biondi, M., Zuccarini, R., Prugnola, L. (2005) Feasibility study and otter experimental release in Aterno-Pescara basin (Abruzzo): results and problems. In: Abstracts of the European otter workshop, Padula, Italy, 20-23 October 2005.
- McIntyre, S. & Hobbs, R. (1999) A framework for conceptualizing human effects on landscapes and its relevance to management and research models. *Conservation Biology*, **13**, 1282-1292.
- Mittermeier, R. A., Mittermeier C. G., Brooks T. M., Pilgrim J. D., Konstant W. R., da Fonseca G. A. B., Kormos C. (2003) Wilderness and biodiversity conservation. *PNAS*, **100** (18), 10309-10313. Harvard University, Cambridge, MA.
- Moilanen, A., Franco, A. M. A., Early, R. I., Fox, R., Wintle, B., Thomas, C. D. (2005) Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. *Proc. R. Soc. B.*, **272**, 1885-1891.
- Moilanen, A. & Nieminen, M. (2002) Simple connectivity measures in spatial ecology. *Ecology*, **83**, 1131-1145.
- Moyle, P. B. & Leidy, R. A. (1992) Loss of biodiversity in aquatic ecosystems: evidence from fish faunas. In P. L. Fielder, S. K. Jain (curatori), *New world parrots in crisis*. Smithsonian Institution press, Washington, D. C.
- Morris, D. W. (1987) Ecological scale and habitat use. *Ecology*, **68** (2), 362,369.
- Neel, M.C. (2008) Patch connectivity and genetic diversity conservation in the federally endangered and narrowly endemic plant species *Astragalus albens* (Fabaceae). *Biological Conservation*, **141**, 938-955.
- Neville, H. M., Isaak, D. J., Dunham, J. B., Thurow, R. F., Rieman, B. E. (2006) Fine-scale natal homing and localized movement as shaped by sex and spawning habitat in Chinook salmon: insights from spatial autocorrelation analysis of individual genotypes. *Molecular Ecology*, **15**, 4589-4602.
- Newman, M. E. J. (2003) The structure and function of complex networks. *SIAM*, **45** (2), 167-256.
- Norton, M. R., Hannon, S. J., Schmiegelow, F. K. A. (2000). Fragments are not islands: patch vs landscape perspectives on songbird presence and abundance in a harvested boreal forest. *Ecography*, **23**, 209-223.
- Ó Néill, L., Rochford, J. (2007) Predicting otter population dynamics in real landscapes. 3rd Annual Zoology Postgraduate Symposium 14th - 15th March 2007.
- Opdam, P., Foppen, R., Reijen, R., Schotman, A. (1994) The landscape ecological approach in bird conservation: integrating the metapopulation concept into spatial planning. *Ibis*, **137**, S139-S146.

- Pacyna, J. M. & Pacyna, E. G. (2001) An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. *Environ. Rev.*, **9** (4), 269-298.
- Panzacchi, M., Genovesi, P., Loy, A. (2009) Piano d'azione nazionale per la conservazione della lontra (*Lutra lutra*). Ministero per l'Ambiente e per la Tutela del Territorio e del Mare e Istituto nazionale per la Fauna Selvatica.
- Parlamento Europeo, Consiglio (2000) Direttiva 2000/60/EC del 23 ottobre 2000 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque. Gazzetta Ufficiale L 327/1-L 327/72.
- 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.
- Paura, B., Stanisci, A., Di Marzio, P., Fortini, P. (2009) Serie di vegetazione in Molise. In "Le serie di vegetazione in Italia" (curatore C. Blasi), F.lli Palombi editori.
- Philcox, C.K., Grogan, A.L., Macdonald, D.W. (1999) Patterns of otter *Lutra lutra* road mortality in Britain. *J. Appl. Ecol.*, **36**, 748-762.
- Poledník, L., Poledníková, K., Kranz, A., Hlavác, V. (2005) How many otters live here? Estimating numbers and densities of otters using GIS. European Otter Workshop. Padula (Italy), 20-23 October 2005. Abstracts of papers and posters: 14.
- Power, M. E., Tilman, D., Estes, J. A., Menge, B. A. et al. (1996) Challenges in the quest for keystones. *BioScience*, **46**, 609-620.
- Prendergast, J. R., Quinn, R. M., Lawton, J. H., Eversham, B. C., Gibbons, D. W. (1993) Rare Species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature*, **365**, 335-337.
- Prigioni, C., Balestrieri, A., Remonti, L. (2007) Decline and recovery in otter (*Lutra lutra*) populations in Italy. *Mamm. Rev.*, **37** (1), 71-79.
- Prigioni, C., Remonti, L., Balestrieri, A. (2006c) Otter *Lutra lutra* movements assessed by genotyped spraints in southern Italy. *Hystrix It. J. Mamm.*, **17** (1), 91-96.
- Prigioni, C., Remonti, L., Balestrieri, A., Sgrosso, S., Priore, G. (2006b) How many otters are there in Italy? *Hystrix It. J. Mamm.* (N.S.), **17** (1), 29-36.
- Prigioni, C., Remonti, L., Balestrieri, A., Sgrosso, S. (2006a) Estimation of European otter (*Lutra lutra*) population size by fecal DNA typing in southern Italy. *Journal of Mammalogy*, **87**(5), 855-858.
- Prigioni, C., Remonti, L., Balestrieri, A., Sgrosso, S., Priore, G., Misin, C., Viapiana, M., Spada, S., Anania, R. (2005) Distribution e sprainting activity of the Otter (*Lutra lutra*) in the Pollino National Park (southern Italy). *Ethology, Ecology & Evolution*, **17**(2), 171-180.
- Prigioni, C., Pandolci, M., Grimod, I., Fumagalli, R., Santolini, R., Arcà, G., Reggiani, G., Montemurro, F., Bonacoscia, M., Racana, A. (1989) Progetto Lontra Italia. Prima fase. Relazione Tecnica per il Ministero dell'Ambiente. 168 pp.
- Primack, R. B. & Carotenuto, L. (2003). Conservazione della natura. Zanichelli Editore.
- Pulliam, H. R., Dunning, J. B. Jr, Liu, J. (1992) Population dynamics in complex landscapes: a case study, *Ecol. Appt.*, **2**, 165-177.
- Pullin, A. S., Knight, T. M., Stone, D. A., Charman, K. (2004) Do conservation managers use scientific evidence to support their decision-making? *Biological Conservation*, **119** (2), 245-252.
- Pungetti, G. (1998) Protezione globale. *Acer*, **6**, 82-83.
- Quaglietta, L. (2007) Prime esperienze di radiotelemetria su una popolazione selvatica di Lontra (*Lutra lutra*) in Italia nel Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano: uso dello spazio e dell'habitat. Tesi di laurea, Università di Napoli Federico II.
- Ray, N. (2005) PATHMATRIX: a geographical information system tool to compute effective distances among samples. *Molecular Ecology Notes*, **5**, 177-180.

- Recher, H.F. (1999) The state of Australia's avifauna: a personal opinion and prediction for the new millennium. *Australian Zoologist*, **31**, 11–29.
- Reggiani, G., Loy, A. (2006) Sulle tracce della lontra. In: Fraissinet M., Petretti F. (a cura di) Salvati dall'Arca. WWF Italia Ong - Onlus. Alberto Perdisa Editore.
- Reggiani, G., Pittiglio, C., Zini, R., Boitani, L. (2001c) Progetto Lontra Grosseto. Rapporto finale per l'Amministrazione Provinciale di Grosseto.
- Reggiani, G., Amori, G., Masi, M., Boitani, L. (2000) Studio finalizzato all'individuazione di una metodologia d'indagine sperimentale per il monitoraggio degli elementi critici delle reti ecologiche, relativamente alle specie dei vertebrati, attraverso l'osservazione di casi studio. ANPA. Relazione finale. Roma.
- Remonti, L., Prigioni, C., Balestrieri, A., Sgrosso, S., Priore, G. (2008) Distribution of a recolonising species may not reflect habitat suitability alone: the case of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in southern Italy. *Wildlife Research*, **35** (8), 798-805.
- Ricketts, T. H. (2001) The Matrix Matters: Effective Isolation in Fragmented Landscapes. *American Nat.*, **158**, 87-99.
- Rivas-Martinez, S. (1976) Sinfitosociologia, una nueva metodologia para el estudio del paisaje vegetal. *Anales del Instituto Botanico AJ Cavanilles*, **33**, 179-188.
- Roberge, J.M. & Angelstam, P. (2004) Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation biology*, **18**, 76-85.
- Romano, B. (1996) Oltre i Parchi. La rete verde regionale. DAU - Università de L'Aquila. Andromeda editrice, Colledara (TE), pp. 78.
- Roos, A., Greyerz, E., Olsson, M., Sandegren, F. (2001) The otter (*Lutra lutra*) in Sweden: population trends in relation to DDT and total PCB concentrations during 1968±99. *Env. Pollut.*, **111**, 457- 469.
- Rosoux, R., Tournebize, T. (1995) Analyse des causes de mortalité chez la loutre d Europe (*Lutra lutra*) dans le Centre-Ouest Atlantique (France). *Cah. Ethol.*, **15**, 337-350.
- Saavedra Bendito, D. (2002) Reintroduction of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Muga and Fluvia basins (north-eastern Spain): viability, development, monitoring and trends of the new population. Ph.D. Thesis, University of Girona, Spain.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, H.B., Walker, M., Wall, D.H. (2000) Global Biodiversity Scenarios for the year 2100, *Science's Compass*, **287**, 1770-1774.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Margules, C.R. (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, **5**, 18–32.
- Santiago, S., Estreguil, C., Mouton, C., Rodriguez-Freire, M. (submitted) Network analysis to assess landscape connectivity trends: application to European forests (1990-2000).
- Saura, S. & L. Rubio. 2009. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography* (in press). DOI 10.1111/j.1600-0587.2009.05760.x.
- Saura, S. & Torné, J. (2009) Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling and Software*, **24** (1), 135-139.
- Saura, S. (2008) Evaluating forest landscape connectivity through Conefor Sensinode 2.2. In: Laforteza R., Chen J., Sanesi G., Crow T. R.. Pattern and Processes in Forest Landscape: Multiple Use and Sustainable Management. Springer.
- Saura, S. & Pascual-Hortal, L. (2007) A new availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, **83**, 91-103.
- Schick, R. S. & Lindley, S. T. (2007) Directed connectivity among fish populations in a riverine network. *Journal of Applied Ecology*, **44**, 1116-1126.

- Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M., Raphael, M., Haufler, J., Wall, B. (2002) Predicting species occurrences: issues of scale and accuracy. Island Press, Covello, California, USA.
- Scott, J. M., Davis, F., Csuti, B., Noss, R., Butterfield, B., Groves, C., Anderson, H., Caicco, S., D'Erchia, F., Edwards, T. C. Jr., Ulliman, J., Wright, R. G. (1993) Gap Analysis: A Geographic Approach to Protection of Biological Diversity. *Wildlife Monographs*, **123**, 3-41 Allen Press.
- Sharpe, D.M., Gunterspergen, G.R., Dunn, C.P., Leitner, L.A., Stearns, F. (1987) Vegetation dynamics in a southern Wisconsin agricultural landscape. *Landscape heterogeneity and disturbance* (ed. by M.T. Turner), pp. 137–155. Springer-Verlag, New York.
- Sievert, J. (2000). The origin of nature conservation in Italy. Peter Lang AG, European Academic Publisher, Bern.
- Sjöåsen, T. (1997) Movements e establishment of reintroduced European otters *Lutra lutra*. *Journal of Applied Ecology*, **34**, 1070-1080.
- Soulé, M.E. (1986) Conservation Biology. Sinauer Associates Inc.. Sunderland, Massachussets.
- Stanford, J.A., Ward, J.V., Liss, W.J., Frissell, C.A., Williams, R.N., Lichatowich, J.A., Coutant, C.C. (1996) A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regul. Riv. Res. Manag.*, **12**, 391-413.
- Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L., Fischman, D.L., Waller, R.W. (2004) Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, **306**, 1783–1786.
- Sultan, S. E. & Spencer, H. G. (2002) Metapopulation structure favors plasticity over local adaptation. *The American Naturalist*, **160** (2), 271-283.
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Heinen, K., Merriam, G. (1993) Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, **68**, 571-573.
- Terborgh, J. (1976) Island biogeography and conservation: strategy and limitations. *Science*, **193**, 1029-1030.
- Theobald, D. M. (2006) Exploring the functional connectivity of landscapes using landscape networks. In: Crooks K. R. and Sanjayan M. (Eds). Connectivity Conservation. *Conservation Biology*, **14**, Cambridge University Press. Cambridge.
- Tuxen, S. L. (1956) Ein Sinnesorgan in der Chelicere der Solifugen. Bertil Hanstrom, zoological paper sin honour of his 65 birthday, 307-311.
- Urban, D & Keitt, T. (2001) Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology*, **82** (5), 1205-1218.
- Van Langevelde, F., van der Knaap, W.G.M., Claassen, G.D.H. (1998) Comparing connectivity in landscape networks. *Environment and Planning*, **25**, 849-863.
- Ward, J.V., Malard, F., Tockner, K. (2002a) Landscape ecology: a framework for integrating pattern and process in river corridors. *Landscape Ecology*, **17** (1), 35-45.
- Ward, J.V., Tockner, K., Arscott, D.B., Claret C. (2002b) Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*, **47**, 517-539.
- Ward, J.V. & Stanford, J.A. (1995) Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research and Management*, **11**, 105-119.
- Wascher, D. & Jongman, R.H.G. (1997) European landscapes: classification, evaluation and conservation. EEA
- Webb, N.R. (1997) The development of criteria for ecological restoration. Restoration ecology and sustainable development (ed. by K.M. Urbanska, N.R. Webb and P.J. Edwards), pp. 133–158. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wiens, J. A. (2002) Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology*, **47**, 501-515.
- Wiens, J.A. (1997) The emerging role of patchiness in conservation biology. In: The Ecological Basis of Conservation (Eds S.T.A. Pickett, R.S. Ostfeld, M. Shachak & G.E. Likens). Chapman & Hall, New York.

- Wilcove, D.S., McLellan, C.H., Dobson, A.P. (1986) Habitat fragmentation in the temperate zones. In: Soulé M.E. (ed.). Conservation Biology. Sinauer Associates Inc. Sunderland, Massachusetts, 237-256.
- Wright, S. (1943) Isolation by distance. *Genetics*, **28**, 114-138.

Siti internet:

- www.eeconet.org
- http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html

ALLEGATI

ELENCO RAPPORTI TECNICI

Loy A., Bonesi L., Carranza M.L., Celico F., Cianfrani C., Cimino F., D'Alessandro E., Di Marzio P., Di Martino P., Minotti M., Reggiani G. (2007). Rete ecologica per la lontra - Fase 1. Primo Rapporto tecnico. Dipartimento Scienze e Tecnologie per l'Ambiente e il Territorio e Ministero della Tutela del Territorio e del Mare.

Loy, A., Bonesi, L., Carranza, M. L., Celico, F., Cianfrini, C., Ciccorelli, G., Cimino, F., D'Alessandro, E., Di Marzio, P., Di Martino, P., Minotti, M., Reggiani, G. (2008). Rete ecologica per la lontra - Fase 1. Rapporto finale. Dipartimento Scienze e Tecnologie per l'Ambiente e il Territorio e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare.

ELENCO POSTER E COMUNICAZIONI IN CONGRESSI INTERNAZIONALI

Loy A., Bonesi L., Carranza L., Cianfrani C., D'Alessandro E., Di Marzio P., Minotti M., Reggiani G. A landscape approach to the conservation of the Italian otter *Lutra lutra*. X International Otter Colloquim. Hwacheon (Corea del Sud) 10/17 ottobre 2007. Comunicazione.

Loy A., Bonesi L., Carranza L., Cianfrani C., D'Alessandro E., Di Marzio P., Minotti M., Reggiani G. Habitat suitability for otters in Italy: problems of scale and accuracy. Mustelid European Colloquim. Trebon (Repubblica Ceca) 4/7 ottobre 2007. Comunicazione.

Loy A., Bonesi L., Carranza L., Celico F., Cianfrani C., D'Alessandro E., Di Marzio P., Di Martino P., Minotti M., Reggiani G., 2007. An ecological network for the conservation of the otter *Lutra lutra* in Italy. *Hystrix, The Italian journal of mammalogy*. V European of mammalogy, Siena (Italy), 21-26 settembre 2007. Vol I-II Supp., pag. 472.

Loy A., Bonesi L., D'Alessandro E., Carranza M.L. 2008. Otter populations' expansion in Italy: assessing habitat connectivity between river basins for the northern nucleus. European Otter Workshop 2008, Slovenia, 5-10 ottobre 2008. Poster.

M.L. Carranza, A. Loy, L. Bonesi, E. D'Alessandro, S. Saura 2009. Assessing habitat connectivity between river basins: the case of *Lutra lutra* L. population natural expansion in Italy. 2° Congresso europeo di Biologia della Conservazione, Praga (Repubblica Ceca), 1-5 settembre 2009. Poster.

ELENCO POSTER presentati in congressi nazionali

D'Alessandro, E., De Lisio, L., De Pari, P., Carranza, M.L., De Castro, G., Cianfrani, C., Loy A., Presti, G. (2007). Un modello di rete ecologica per la gestione dei pSIC nel loro contesto territoriale. Il caso del pSIC "Torrente Rivo" (Molise). Congresso congiunto AOIL-SITE (Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia/Società Italiana Ecologia): Ancona 17/20 settembre 2007. Poster.

Loy, A., Bonesi, L., Carranza, M. L., Celico, F., Cianfrani, C., Cimino, F., D'Alessandro, E., Di Marzio, P., Di Martino, P., Minotti, M., Reggiani, G. (2008) Idoneità ambientale e connettività dei bacini fluviali per la porzione settentrionale dell'areale delle lontra in Italia. 69° Congresso UZI (Unione Zoologica Italiana). Atti del congresso: 114, Senigallia. Poster.

D'Alessandro, E., Carranza, M. L., Saura, S., Loy, A., Cianfrani C. (2008) Analisi della connettività tra bacini idrografici: il caso della lontra (*Lutra lutra*) in Italia. 18° Congresso Nazionale SiTE (Società Italiana Ecologia), Parma 1-3 settembre 2008. Poster.

D'Alessandro, E., Saura, S., Loy, A., Paura, B., Carranza, M. L. (2009) Il ruolo funzionale degli habitat di vegetazione riparia nel processo di riespansione naturale della lontra (*Lutra lutra*) in Italia. 104° Congresso Nazionale SBI (Società Botanica Italiana), Campobasso 16-19 settembre 2009. Poster.

D'Alessandro, E., De Castro, G., Saura, S., Loy, A., Paura, B., Carranza, M. L. (2009) Connettività e funzionalità di boschi e boscaglie ripariali: un esempio applicativo. 7° Congresso Nazionale SISEF (Società Italiana di Selvicoltura ed Ecologia Forestale), Pesche 29 settembre-2 ottobre 2009. Poster.

D'Alessandro, E., De Castro, G., Saura, S., Loy, A., Paura, B., Carranza, M. L. (2009) Connettività dei sistemi fluviali e riespansione naturale della lontra (*Lutra lutra*) in Italia. Prime verifiche e proposte di riqualificazione di habitat e corridoi. Convegno Nazionale SIEP (Società Italiana di Ecologia del Paesaggio), Ravenna 3-4 dicembre 2009. Poster.

Ringraziamenti

Sono tante le persone che mi hanno consentito di compiere il lavoro di ricerca e che desidero ringraziare per la loro collaborazione e il sostegno datomi durante durante questi tre anni.

Innanzitutto rivolgo il mio sentito ringraziamento alla Prof. Anna Loy, per avermi dato l'opportunità di inserirmi in un progetto di ricerca molto stimolante;

ringrazio il mio tutor, la Prof. Maria Laura Carranza, che mi ha infuso con costanza e tenacia il suo rigore scientifico;

rivolgo un ringraziamento particolare al Prof. Santiago Saura, per la disponibilità che sempre ha mostrato nel trasmettermi il suo sapere e la gentilezza con cui mi ha accolta nel suo laboratorio di Lleida, facendomi sentire parte del suo gruppo di ricerca;

ringrazio il Prof. Bruno Paura, che mi ha continuamente spronata ad ampliare le mie conoscenze nel campo dell'ecologia;

ringrazio Assu, Lidòn, Emi, Paco e Sergi, persone affettuose ed amabili, con cui ho condiviso le giornate in laboratorio e alcuni piacevolissimi momenti a Lleida;

un grazie di cuore va alla mia famiglia e a tutti coloro che, materialmente e moralmente, mi hanno sostenuta nel mio percorso non facendomi mancare il loro affetto e la loro comprensione.

Istituzioni

Debbo un ringraziamento all'Università degli Studi del Molise, che ha in parte finanziato il mio periodo formativo in Spagna, tanto prezioso dal punto di vista scientifico e personale, nonché al Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Direzione per la Conservazione della Natura, che ha finanziato la fase iniziale del progetto fornendomi un parziale sostegno economico.