



La frammentazione degli ambienti naturali viene attualmente considerata una tra le principali minacce antropogeniche alla diversità biologica. La pianificazione delle reti ecologiche si pone come obiettivo prioritario quello di fornire, agli ecosistemi residui in paesaggi frammentati, le condizioni necessarie a mantenere in essi la vitalità in tempi lunghi di popolazione e specie, con effetti anche a livelli ecologici superiori.

Scopo di questo lavoro preliminare è quello di contribuire a far conoscere le complesse problematiche ecologiche conseguenti alla frammentazione del territorio, analizzando il tema della connettività e proponendo un iter metodologico-concettuale ad uso dei tecnici della pianificazione.

FRAMMENTAZIONE AMBIENTALE CONNETTIVITÀ RETI ECOLOGICHE

Un contributo teorico e metodologico con particolare riferimento alla fauna selvatica



FRAMMENTAZIONE AMBIENTALE CONNETTIVITÀ RETI ECOLOGICHE

Un contributo teorico e metodologico
con particolare riferimento alla fauna selvatica

Corrado Battisti

Corrado Battisti è naturalista presso l'Ufficio Conservazione della Natura - Servizio Ambiente della Provincia di Roma.

Si è formato nel settore della ecologia delle comunità (uccelli e micromammiferi) e della biogeografia. Attualmente si occupa di gestione e pianificazione ambientale e delle aree protette con specifico riferimento allo studio della frammentazione ambientale e alle relative strategie di conservazione.

È autore di pubblicazioni scientifiche e tecniche sull'argomento.



Corrado
Battisti

FRAMMENTAZIONE AMBIENTALE
CONNETTIVITÀ
RETI ECOLOGICHE

Un contributo teorico e metodologico
con particolare riferimento alla fauna selvatica

FRAMMENTAZIONE AMBIENTALE CONNETTIVITÀ RETI ECOLOGICHE

Un contributo teorico e metodologico
con particolare riferimento alla fauna selvatica

Corrado Battisti

© Copyright: Provincia di Roma, 2004

ISBN 88-900297-6-5

Provincia di Roma, Dipartimento V, Servizio 1°

Via Tiburtina, 691 – Roma

Tel. 06 67663301 – Fax 06 43562126

I e IV di copertina:

a cura di Anna Aquilino

(Ufficio SITA – Provincia di Roma).

I di copertina:

cartografia di uso del suolo (ISTAT, 1990) di un settore territoriale della Provincia di Roma oggetto di pianificazione

di rete ecologica a scala locale

(area cornicolana, tiburtina; in verde, i frammenti forestali residui, vedi riferimenti nel testo).

Fotografie di:

Vladimiro Benvenuti, Egidio De Angelis,

Anna Guidi, Spartaco Gippoliti, Gianpaolo Montinaro,

Alberto Venchi, Pierluigi Bombi, Alessandro Zocchi.

Disegni di Antonino Turano.

Per la citazione di questo volume si raccomanda la seguente:

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 ambientali, Agricoltura e Protezione civile pp.

Stampa:

STILGRAFICA srl

00159 Roma - Via Ignazio Pettinengo, 31/33

Tel. 0643588200

INDICE

Prefazione	11
Introduzione	15
Guida alla lettura	19
Ringraziamenti	21
Abstract	25

Parte I. FRAMMENTAZIONE AMBIENTALE

1.1 Il processo di frammentazione	29
1.2 La teoria della biogeografia insulare e la sua applicazione alla terraferma	33
1.3 Effetti sulla diversità biologica	37
1.4 Effetti a livello individuale	41
- Il processo di dispersione	42
1.5 Effetti a livello di popolazione	47
- Struttura e dinamica delle popolazioni	49
- Il concetto di metapopolazione	51
- Il modello <i>source-sink</i>	53
- L'effetto <i>crowding</i>	54
- Il processo di estinzione	55
- L'effetto <i>lag</i>	57
1.6 Effetti a livello di comunità	61
1.7 Effetti a livello di ecosistema e di paesaggio	67

- I frammenti residui	68
- La matrice	69
1.8 Effetti interni ed esterni ai frammenti	71
- L'effetto margine	71
- Effetti sulla componente abiotica	75
- Effetti sulla componente biotica	76
1.9 Il ruolo delle barriere	85
1.10 Specie-specificità del processo di frammentazione	99
- Anfibi e Rettili	104
- Uccelli	108
- Mammiferi	119
- Abstract	133

Parte II. CONNETTIVITA'

2.1 Aree protette: ruolo e limiti	139
- Individuazione, selezione, perimetrazione di aree protette	140
2.2 Corridoi, contiguità, connettività	147
- Classificazione dei "corridoi"	149
- Ruolo e limiti	153
- Vantaggi	154
- Svantaggi	157
- Specie-specificità	159
- Individuazione e perimetrazione	160
- Abstract	163

Parte III. RETI ECOLOGICHE

3.1 Le reti ecologiche	167
- Obiettivi	169

- Letture differenti del concetto di rete ecologica	170
3.2 Uno schema concettuale	177
- Scale di analisi	177
- Contesti	180
- Obiettivi e livelli ecologici	182
3.3 Il livello strutturale-territoriale	183
3.4 Il livello dinamico-funzionale	185
- Modelli	186
- Individuazione delle specie <i>target</i>	188
- Criteri di scelta	189
- Il criterio di sensibilità al processo di frammentazione	190
- Cartografie di idoneità potenziale	192
3.5 Il livello di pianificazione	197
- L'analisi Gap	201
- Conclusioni	203
- Abstract	205
- Bibliografia	209

Prefazione

Con vivo e partecipe piacere ho l'onore di presentare questo importante lavoro realizzato dalla Provincia di Roma – Assessorato alle Politiche ambientali, Agricoltura e Protezione civile - che analizza il processo di frammentazione ambientale e il tema della connettività per poi suggerire ipotesi di intervento a livello di pianificazione. L'obiettivo è quello di fornire strumenti conoscitivi e metodologici per avviare un percorso, condiviso dalle diverse professionalità, che investa la complessità dei sistemi territoriali, ecologici, urbanistici e socio-economici.

Il Progetto "Reti Ecologiche" è in una fase iniziale nella Provincia di Roma; le prime attività sono state avviate ma molto rimane ancora da fare per incrementare le conoscenze naturalistiche presenti sul territorio, estendendo un'efficace azione di comprensione e di partecipazione nelle scelte da operare a livello territoriale che rivitalizzino i soggetti presenti nel territorio e introducano nuove modalità di sviluppo sostenibile.

Le Reti Ecologiche rientrano in un campo di strategie che, a livello internazionale, vengono attuate per cercare di fornire agli ecosistemi residui in contesti antropizzati le condizioni necessarie a mantenere vitali, nel lungo periodo, le specie e le popolazioni animali e vegetali minacciate.

Come evidenziato dalle ultime relazioni sullo Stato del Pianeta, la dissipazione delle risorse, la potenzialità competitiva al consumo, connaturato allo stesso sistema economico e sociale dominante a livello globale, influenzano in modo marcato i sistemi ecologici. Le reazioni e i fenomeni che scaturiscono da questo approccio sono devastanti, non solo per particolari ecosistemi, ma per interi paesaggi e settori territoriali. Una dinamica pericolosa che se non invertita rischia di produrre effetti irreversibili per la vita tutta.

Si tratta, in altri termini, di conoscere il problema contribuendo tutti alla sua soluzione altrimenti sarà reale il rischio di veder compromessi i meccanismi ecologici alla base del nostro sistema di vita, che è il fondamento dell'esistenza e di ogni futuro. A tale scopo la Provincia di Roma, in qualità di Ente territoriale, vuole, con questo volume, fornire un preliminare contributo conoscitivo e metodologico al tema della pianificazione del territorio e della conservazione della biodiversità.

L'Assessore alle Politiche ambientali,
Agricoltura e Protezione civile

Dr. Filiberto Zaratti

Especially in tropical rainforest, hundreds of bird species that fly over land refuse to cross water gaps of even a few hundred meters.¹

(Diamond, 1981)

As humanity becomes even more disconnected from the natural world, there is a real danger that to most people biodiversity become simply an urban badger (...), or a kestrel hovering above a motorway.²

(Balmford, 1999)

¹ [In particolar modo nelle foreste umide tropicali, centinaia di specie di uccelli evitano di attraversare discontinuità ampie anche solo qualche centinaio di metri].

² [Man mano che l'umanità si allontana sempre più dal mondo naturale, c'è il reale pericolo che, per la maggior parte di essa, la biodiversità sia rappresentata da un tasso (...) o da un gheppio in volo su un'autostrada].

Introduzione

La frammentazione degli ambienti naturali è attualmente considerata una tra le principali minacce di origine antropica alla diversità biologica (cfr., fra i tanti, Wilcove *et al.*, 1986; Wilson, 1993; Dobson *et al.*, 1999; Henle *et al.*, 2004). La distruzione e la trasformazione degli ambienti naturali, la loro riduzione in superficie e l'aumento dell'isolamento, tutte componenti del processo di frammentazione, influenzano, infatti, la struttura e la dinamica di determinate popolazioni e specie animali e vegetali sensibili, fino ad alterare i parametri di comunità, le funzioni ecosistemiche e i processi ecologici. E' stato inoltre dimostrato come, a livello di specie, tale processo costituisca una delle cause dell'attuale elevato tasso d'estinzione a scala globale (Soulé e Orians, 2001).

Allo scopo di mitigare, se non contrastare, gli effetti di questo processo sono state recentemente proposte, a livello internazionale, alcune strategie di pianificazione territoriale e di conservazione (UNCED, 1992; Bennett, 1999; Reggiani *et al.*, 2000). La pianificazione delle reti ecologiche si pone come obiettivo prioritario quello di fornire agli ecosistemi residui in paesaggi frammentati le condizioni necessarie a mantenere in essi la vitalità in tempi lunghi di popolazioni e specie, con effetti anche a livelli ecologici superiori (cfr. Romano, 2000).

Questo settore della pianificazione si avvale delle basi teoriche, e delle recenti acquisizioni, dell'ecologia e della biogeografia. Tale background teorico e conoscitivo ha permesso il superamento dell'approccio "insulare" alla conservazione che focalizzava l'attenzione, in maniera prevalente, su singoli ambiti territoriali da tutelare, quasi fossero "sistemi chiusi" e non dinamici. Le conoscenze acquisite hanno sottolineato, invece, come sia prioritario indirizzare le strategie su quelle scale spaziali (e temporali) più idonee al mantenimento di popolazioni e specie, comunità, ecosistemi, processi ecologici.¹

¹ Nell'ambito delle stesse discipline ecologiche, l'approccio analitico e, nella maggior parte dei casi, "topologico-puntale" dell'ecologia classica, non coincide con la necessità di condurre analisi su ambiti territorialmente più ampi, sede di processi fondamentali per il mantenimento della vitalità di popolazioni e specie. A tal proposito, l'approccio spaziale ("corologico") sviluppato recentemente nell'Ecologia del paesaggio consente di reinterpretare fattori e processi secondo una chiave di lettura differente rispetto a quella "topologica" e può essere di aiuto agli ecologi per dialogare con quelle discipline (ad esempio, urbanistiche) che leggono il territorio secondo un approccio spaziale a scala più ampia dei singoli siti (Farina, 1999; Farina, 2001).

La stessa Biologia della Conservazione, attraverso un approccio scientifico multidisciplinare comprendente scienze biologiche, economiche, sociali, ecc., nelle sue strategie locali ha sviluppato una prospettiva a scala di paesaggio, che analizza non solo le aree protette e gli ambiti di elevato interesse naturalistico ma anche quelle aree nelle quali gravitano processi naturali ed antropici determinanti (Bright *et al.*, 2003).

Questo cambiamento di scala ha portato ecologi e biologi della conservazione a confrontarsi con le altre discipline del territorio (ad esempio, agronomiche, forestali, urbanistiche) e con quelle forze politiche, economiche, sociali che svolgono un ruolo determinante nelle scelte di pianificazione.

Tale confronto trasversale, benché culturalmente positivo, ha mostrato tuttavia alcuni aspetti problematici. Uno fra questi è relativo al fatto che professionalità differenti utilizzano approcci e linguaggi settoriali, spesso reciprocamente incomprensibili (Haila, 1985; Soulé, 1986). Inoltre, nonostante il paradigma delle reti ecologiche sia entrato a far parte del linguaggio consolidato della pianificazione non si può affermare che siano di dominio comune, fra i tecnici delle diverse discipline, quelle ragioni che stanno a monte di tale strategia. A tal proposito gli ecologi hanno sottolineato come l'enfasi assegnata al settore della pianificazione delle reti ecologiche non corrisponda ad un'analogia conoscenza dei problemi di conservazione da parte di chi redige i piani, anche a causa di un coinvolgimento spesso marginale delle professionalità naturalistiche, le sole capaci di analizzare ed interpretare fattori e processi ecologici. A tali discipline invece è assegnato, nella gran parte dei casi, un ruolo descrittivo nel quadro conoscitivo dei piani, mentre scarso o nullo è il loro contributo nel relativo quadro programmatico e progettuale.

Conseguentemente nella redazione dei piani sono frequentemente inserite cartografie realizzate sulla base di scarse, se non assenti, analisi di tipo ecologico-funzionale e senza seguire metodologie appropriate e coerenti con le conoscenze sull'argomento. Tutto ciò può rendere un'ipotesi di pianificazione carente sotto il profilo scientifico oltre che di dubbia efficacia conservazionistica.

Inoltre, una possibile conseguenza di tale carenza conoscitiva, e di uno scarso coinvolgimento delle professionalità naturalistiche nel processo di piano, è che il concetto di rete ecologica venga abusato, divenendo una tendenza alla moda nella pianificazione e perdendo così di significato.

Un altro aspetto riguarda la netta dicotomia che esiste tra il mondo accademico e i tecnici che lavorano nel campo dell'ecologia applicata, del *wildlife management*, della pianificazione ambientale. Prendergast *et al.* (1998) hanno sottolineato come chi pianifica può non essere a conoscenza delle problematiche ecologiche conseguenti alle trasformazioni antropiche; viceversa, il mondo della ricerca stenta a fornire metodologie applicabili al "mondo reale" che siano efficaci e speditive, quindi utili ad indirizzare le scelte di piano (i tempi con i quali sono redatti i piani dagli enti territoriali sono, nella gran parte dei casi, estremamente ridotti rispetto a quelli necessari per condurre analisi specifiche sugli effetti della frammentazione).

Esiste quindi la necessità di diffondere le conoscenze riguardanti questo settore,

facilitando l'interscambio culturale tra le discipline del territorio e proponendo iter metodologici applicabili in maniera speditiva e al tempo stesso corretti sotto il profilo scientifico.

Le pagine che seguono nascono dall'esperienza acquisita nell'arco di alcuni anni nell'ambito delle attività di pianificazione a scala locale (piani di assetto delle aree naturali protette d'interesse provinciale: cfr. Battisti *et al.*, 2000), provinciale (Piano Territoriale di Coordinamento: Provincia di Roma, 1998; Piano Territoriale Provinciale Generale, in prep.) e nazionale (ANPA-INU, 2001; APAT, 2003).

Il lavoro si pone, in via del tutto preliminare, l'obiettivo di far conoscere le complesse problematiche ecologiche conseguenti alla trasformazione e frammentazione del territorio, sia ai tecnici che operano nel settore strettamente naturalistico sia a quelle professionalità, riguardanti altri settori disciplinari (urbanisti, ingegneri del territorio, ecc.) che si trovano ad affrontare tali argomenti.

Questo contributo è ben lontano dal fornire un quadro esauriente delle conoscenze scientifiche acquisite in un settore come questo, in continua evoluzione. La quantità di lavori pubblicati è, infatti, talmente elevata da rendere impossibile una revisione completa ed aggiornata: queste pagine costituiscono, quindi, soltanto un percorso conoscitivo preliminare allo scopo di tracciare uno schema teorico e concettuale sull'argomento al quale le altre discipline del territorio potranno riallacciarsi, ognuna con i propri linguaggi ma tenendo sempre presente le basi ecologiche di partenza.

Oltre a questo il lavoro vuole anche essere propositivo e di stimolo alla ricerca teorica e applicata. A tale scopo, le informazioni raccolte possono anche essere un primo punto di riferimento per chi fosse interessato ad approfondire i diversi settori affrontati. Anche per questo il testo è indirizzato ai tecnici della pianificazione e del governo del territorio, agli amministratori, nonché a studenti e laureandi nel settore dell'ecologia applicata, della pianificazione ambientale e delle altre discipline collegate.

Guida alla lettura

Il testo è suddiviso in tre parti. La prima fornisce un inquadramento di base delle conoscenze scientifiche che riguardano il processo di frammentazione e i suoi effetti sulla diversità biologica a tutti i livelli ecologici, con particolare riguardo alla fauna selvatica.

La seconda parte affronta, in modo sintetico, il tema delle aree protette, del loro ruolo e dei limiti di questo strumento di conservazione in aree frammentate, indicando anche le più recenti acquisizioni in merito ai criteri oggettivi di individuazione, selezione, perimetrazione di parchi e riserve naturali. In questa parte si introduce inoltre il tema della connettività come chiave di lettura, per un approccio alla conservazione ad una scala più ampia di quella delle singole aree protette.

La terza parte tratta il tema delle reti ecologiche come strategia di mitigazione degli effetti della frammentazione sulla diversità biologica. Questa parte include un contributo preliminare di tipo metodologico-concettuale, speditivo e scientificamente rigoroso, finalizzato all'individuazione di reti ecologiche specie (o gruppo)-specifiche da parte degli enti (es. Province) che si occupano di pianificazione territoriale.

Nel complesso questo lavoro si limita ad una analisi del processo di frammentazione e al ruolo che la pianificazione territoriale può svolgere per contribuire ad una sua mitigazione. Non viene invece volutamente affrontato il risvolto progettuale, già oggetto di numerose pubblicazioni alle quali si rimanda, relativo a quegli interventi (deframmentazione, ingegneria naturalistica, agroforestazione) che meritano una trattazione a parte.

Benché per ogni termine tecnico-scientifico anglosassone sia stata fornita la relativa traduzione in italiano si è preferito, il più delle volte, mantenere nelle successive citazioni il termine originale perché consolidato nella letteratura scientifica settoriale.

Per correttezza sono stati citati nel testo e in bibliografia gli Autori dei lavori direttamente consultati. Se il lavoro non è stato reperito è stata indicata la fonte che lo citava (cit. in).

A causa dell'alto numero di argomenti affrontati in un tema così trasversale, non è stato possibile approfondire molti fra questi e, sicuramente, imprecisioni, sviste e superficialità potranno essere notate dai lettori. Sotto quest'aspetto saranno molto gradite critiche, segnalazioni e suggerimenti.

Ringraziamenti

Questo lavoro è stato redatto nell'ambito delle attività promosse dal Servizio Ambiente della Provincia di Roma (Dirigente: Carlo Angeletti). Desidero innanzitutto ringraziare i colleghi Anna Guidi, biologa, e Stefano Panzarasa, geologo, assieme ai quali ho avviato alcuni anni fa il primo progetto "Reti ecologiche" in Provincia di Roma; Anna Rebecchini, Laura Rosa e Lodovico Vannicelli con i quali da qualche tempo mi confronto su questi temi; Anna Aquilino (per la realizzazione della I di copertina), Maria Vinci (Ufficio SITA-Provincia di Roma), Corrado Ingravallo e Carlo Moretti (Servizio GIS-Provincia di Roma) per il supporto cartografico; Paolo Barone e Roberto Cattalani.

Il lavoro complessivo è frutto, oltre che di una ricerca teorica e di un lavoro applicativo pluriennale in seno al Servizio, anche di uno stimolante dibattito con quanti si occupano di ecologia, biogeografia, conservazione e pianificazione del territorio con i quali ho avuto un continuo scambio di conoscenze in questi ultimi anni.

Un particolare ringraziamento va a:

Giovanni Amori (CNR – Istituto per lo Studio degli Ecosistemi), che ringrazio anche per la competenza e la revisione della parte dedicata ai mammiferi;

Luigi Boitani, (Università degli Studi di Roma "La Sapienza");

Marco A. Bologna (Università degli Studi Roma Tre), con il quale ho avuto modo di confrontarmi sui temi della diversità, della pianificazione con criteri ecologici e di conservazione, sia nell'ambito del Progetto "Reti ecologiche" APAT (2003), sia seguendo specifiche tesi di laurea e nell'ambito dell'attività didattica all'Università degli Studi Roma Tre;

Longino Contoli, già Ricercatore al CNR (Centro di Genetica Evoluzionistica), fra i primi a teorizzare in Italia la problematica relativa alla connettività e alla complessità dei processi ecologici e con il quale ho avuto l'occasione e la fortuna di laurearmi e formarmi su questi temi;

Matteo Guccione (APAT), con il quale ho compiuto un percorso tecnico e formativo nell'ambito dei gruppi di lavoro ANPA- Provincia di Roma "Monitoraggio delle reti ecologiche" (1999-2001) e APAT (2003) da lui coordinati in modo brillante ed entusiasta;

Bernardino Romano (DAU-Università de L'Aquila), che da anni si occupa dei temi legati alla pianificazione delle reti ecologiche e con il quale da qualche tempo discutiamo con passione di questi argomenti in maniera interdisciplinare, anche recentemente in seno al progetto DOCUP "Rete ecologica" Simbruini-Lucretili;

Marzio Zapparoli (Università della Tuscia), con il quale ho seguito una tesi di laurea e discusso di questi argomenti, scambiando opinioni e letteratura scientifica;

Roberto Rossi, recentemente scomparso, è stato per me un importante occasione di crescita professionale grazie anche alle iniziative da lui promosse con tanta energia ed entusiasmo nell'ambito delle attività di Dirigente dell'Unità Diversità Biologica della Regione Toscana (tra queste, la redazione della recente e innovativa L.R. Toscana sulle aree di collegamento ecologico-funzionale, nonché il seminario di Ecologia del paesaggio da lui organizzato al Museo "La Specola" di Firenze) e lo ricordo con molta e sincera stima, affetto e gratitudine.

Per la rilettura critica del testo ed i suggerimenti voglio inoltre ricordare Cristina Aglitti, Virna Cittadini, Alessia Mammetti, Alessia Pelagaggi, Giulia Pennesi, Tecnici Ambientali che hanno svolto un percorso formativo presso il Servizio su temi direttamente e indirettamente legati a questo argomento (gestione di aree umide residuali, Atlante dei mammiferi, rete ecologica provinciale, piani di assetto); Roberto Bianconi (Scienze Forestali, Università della Tuscia), Beatrice Frank, Emanuela Lorenzetti (entrambe Scienze Biologiche, Università Roma Tre), Elena Santini (Scienze Ambientali, Università della Tuscia) che si sono recentemente laureati con tesi sulla frammentazione ambientale e le reti ecologiche; Emiliano Ukmar (Scienze Biologiche, Università Roma Tre); gli amici Umberto De Giacomo, Luca Giardini, Spartaco Gippoliti, Franco Paoletti, Alberto Sorace, Corrado Teofili, Anna Testi, con i quali da qualche tempo mi confronto sui temi della gestione e conservazione della fauna selvatica e del territorio. Un ringraziamento a Vladimiro Benvenuti, Egidio De Angelis,

Anna Guidi, Spartaco Gippoliti, Gianpaolo Montinaro, Alberto Venchi, Pierluigi Bombi, Alessandro Zocchi per le immagini fotografiche; quest'ultimo anche per la revisione degli abstracts; a Monica Gallarati per l'ultima rilettura.

Tutti hanno fornito un essenziale e importante contributo al lavoro fornendo spunti originali di discussione, suggerendo pubblicazioni tecnico-scientifiche da inserire e rileggendo criticamente i testi. Grazie ancora.

Abstract

Introduction - Anthropogenic habitat fragmentation is one of the main threats to biodiversity. Destruction, reduction, isolation, and habitat transformation, the main components of such process, affect the structure and dynamics of populations, communities, and ecosystems, as well as ecological processes.

A number of strategies have recently been proposed with the aim of counteracting this process by means of appropriate landscape planning and management. Among these, planning in ecological network provides the ecological conditions necessary for ecosystems and species populations to survive in a fragmented landscape. This concept, developed from theories of island biogeography and population dynamics, allows a shift away from the “topologic” approach to conservation, involving only protected areas, and to the landscape “chorological” approach, involving the whole territory.

To apply the theoretical indications fostered by ecology, this planning must take into account the “real world”, whose interpretation needs a multidisciplinary approach: applied ecologists and wildlife managers will have to interact with landscape planners and politicians, although their languages are different.

The emphasis placed on this strategy does not relate to a proper knowledge of the basic problems of conservation. Moreover, the planning is usually developed by public institutions in a time too short for making an appropriate ecological analysis.

Finally, planning in ecological network is often performed through the use of cartographic tools, which are limited to, if not devoid of, ecological/functional analysis. Also they are not concerned with sensitive indicators of the processes and follow procedures not coherent with the theoretical knowledge of this issue.

Such a kind of approach may give rise to a plan which is low in conservation efficacy. Hence, the need to provide the planners with adequate methodologies in accordance with the theoretical background of ecology and conservation.

The aim of the present work is to propose a definition of a conceptual framework for planning on the basis of theories linked to habitat fragmentation.

PARTE I.

FRAMMENTAZIONE AMBIENTALE

1.1 Il processo di frammentazione

Per frammentazione ambientale si intende quel processo dinamico di origine antropica attraverso il quale un'area naturale (o, più precisamente, una determinata tipologia ambientale definibile "focale"; Villard *et al.*, 1999) subisce una suddivisione in frammenti più o meno disgiunti e progressivamente più piccoli ed isolati¹. Il processo di frammentazione interviene su una preesistente eterogeneità naturale (definita *patchiness*)² portando alla giustapposizione di tipologie ecosistemiche, di tipo naturale, seminaturale, artificiale³, differenti strutturalmente e funzionalmente fra di loro. Ciò comporta conseguenze su diversi processi e a tutti i livelli di organizzazione ecologica: dai flussi di individui e propaguli a quelli, ecosistemici, di energia e materia (Debinski e Holt, 2000; Farina, 2001).

Il processo di frammentazione è analizzabile nelle sue diverse componenti, di seguito indicate (Andrén, 1994; Bennett, 1999):

¹ Secondo la definizione più complessa fornita da Bennett (1999: 13), la frammentazione provoca una "alterazione dei *pattern* di habitat in un paesaggio attraverso il tempo". Secondo Opdam *et al.* (1994) un determinato habitat, originariamente distribuito senza soluzione di continuità, può essere gradualmente suddiviso in frammenti di dimensioni sempre più limitate, separati da una matrice nella quale le specie strettamente legate a questo habitat non possono compiere il loro ciclo vitale, né disperdersi. In Ecologia del paesaggio sono stati indicati alcuni parametri quali l'eterogeneità, la connettività, la frammentazione (per una loro definizione sintetica secondo questa ottica, si veda Franco, 2003).

² Popolazioni, specie e comunità non si distribuiscono nello spazio in modo casuale. Esse infatti rispondono a fattori e processi di natura fisica, chimica e biologica che agiscono a scale differenti e che possono variare secondo gradienti o in modo brusco e non uniforme nello spazio e nel tempo (Wiens, 1976). Questo porta alla formazione di una mosaicità/eterogeneità naturale di origine non antropica, osservabile su diverse scale e livelli ecologici, che è stata definita *patchiness*.

A livello delle singole specie, si può ad esempio osservare come la distribuzione e l'abbondanza di queste in una determinata area geografica siano dovute, oltre che a fattori antropici e specifici intrinseci ad esse (storia biogeografica ed evolutiva, biologia, ecologia), anche a fattori estrinseci di tipo climatico, orografico, geomorfologico che le portano naturalmente a distribuirsi in modo non uniforme (Rapoport, 1982).

A livello di comunità, un esempio di *patchiness* è osservabile nelle cartografie della vegetazione potenziale che mostrano la configurazione spaziale di determinate unità vegetazionali come conseguenza di fattori limitanti naturali (es., clima, suolo, acclività, ecc.); si veda, ad esempio, per l'Umbria: Orsomando e Catorci, 1999). Brandmayr (2002), per fare un esempio a livello di tipologie ambientali, riporta come nei letti di acque correnti (*braided*, a rami anastomizzati) le successioni ecologiche siano distribuite spazialmente a macchia di leopardo e il sistema nel complesso, possa essere definito "metastabile" con una configurazione dinamica che cambia con le piene fluviali. A scale spazio/temporali differenti e per numerose tipologie si possono fare numerosi altri esempi di eterogeneità naturale. È errato, quindi, affermare che la frammentazione interviene su ambienti naturali "omogenei" (vedi anche quanto affermato da Farina, 2001, in merito alla eterogeneità intrinseca propria dei sistemi naturali).

La *patchiness* svolge un indubbio ruolo nel mantenimento di una elevata diversità biologica a tutti i livelli (da genica a ecosistemica) ed assume, quindi, una valenza positiva: Mason *et al.* (2002) hanno indicato come, tra le strategie necessarie che si prefiggono l'obiettivo di mantenere vitali alcune popolazioni biologiche, figurino proprio la conservazione di una mosaicità/eterogeneità naturale, anche a scala locale.

³ Per una distinzione tra ambienti naturali, "prossimonaturali" e seminaturali, si veda Brandmayr (2002: 43 e segg.).

- scomparsa e/o riduzione in superficie di determinate tipologie ecosistemiche (*habitat loss and reduction*);
- insularizzazione progressiva (*habitat isolation*) e riorganizzazione spaziale dei frammenti ambientali residui;
- aumento dell'effetto margine (*edge effect*) indotto dalla matrice antropizzata limitrofa⁴ sui frammenti residui (cfr. par. 1.8);
- creazione e aumento in superficie di tipologie ecosistemiche di origine antropogenica.

La frammentazione degli ambienti naturali costituisce una gravissima minaccia alla diversità biologica ed è un processo in fase di accelerazione esponenziale a livello globale, in special modo nelle aree tropicali⁵. Esso si sovrappone ad altri disturbi antropogenici provocando effetti cumulativi spesso irreversibili su popolazioni animali e vegetali, influenzando i movimenti degli individui e la loro presenza, abbondanza e persistenza con ricadute a livello di comunità e di ecosistema (Wilcox e Murphy, 1985; Wilcove *et al.*, 1986; Fahrig, 1997; Villard *et al.*, 1999; Davies *et al.*, 2001; Soulé e Orians, 2001).

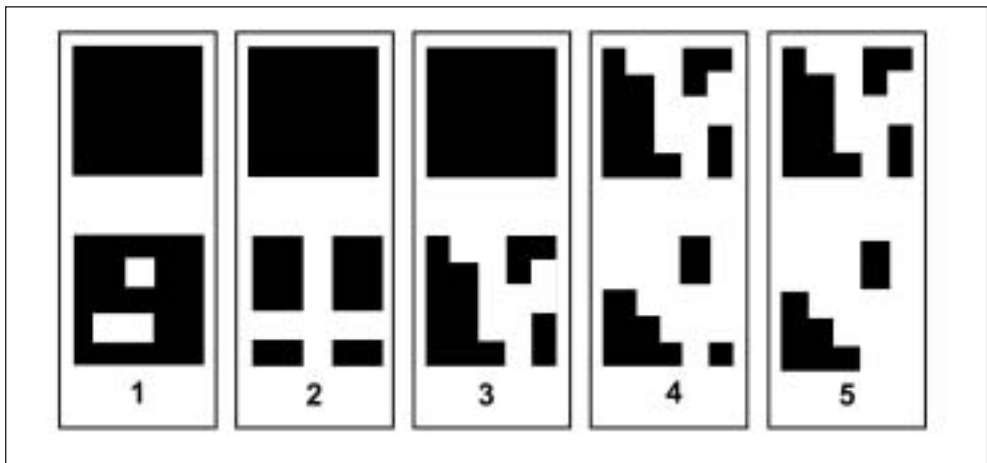


Figura 1. Modalità di passaggio da uno stadio relativamente più omogeneo a uno più frammentato (Bogaert cit. in Farina, 2001: 247; modif.; elab. grafica di Antonino Turano). 1) perforazione (perforation); 2) dissezione (dissection); 3) frammentazione in senso stretto (fragmentation); 4) riduzione delle dimensioni dei frammenti (shrinkage); 5) riduzione delle dimensioni e del numero dei frammenti (attrition).

⁴ In Ecologia del paesaggio, ci si riferisce al termine “matrice” per indicare la copertura (vegetale o di uso/copertura del suolo) prevalente in una determinata area (Farina, 2001).

⁵ Nelle foreste tropicali il numero di specie è molto elevato e queste sono, generalmente, caratterizzate da una estrema specializzazione ecologica (stenoecia), talvolta mostrano una distribuzione geografica ristretta (stenotopia; stenocoria), oltre che ridotte capacità dispersive (queste ultime specie sono anche definite in letteratura, *poor dispersers*). Tali caratteristiche le rendono, in linea generale, particolarmente vulnerabili agli effetti ecologici e spaziali della frammentazione.

Farina (2001) riporta alcune tipologie e fasi differenti della frammentazione (Fig. 1). Per fare un esempio tra queste tipologie, la “perforazione” e i suoi effetti su specie e comunità sono stati studiati in quelle aree forestali del Canada ove le industrie del legname tagliano settori di foresta internamente ad aree similari di grande estensione. E’ stato osservato come tale processo intervenisse a livello di comunità e di rapporti interspecifici alterando i tassi di predazione su alcune specie sensibili da parte di specie generaliste legate alle aree marginali (vedi Norton *et al.*, 2000 e le referenze bibliografiche citate nel lavoro).

Gli effetti della frammentazione sono osservabili a scale differenti. Alla scala di paesaggio, e in aree storicamente interessate dalla presenza umana, il processo di frammentazione ha portato alla strutturazione di “ecomosaici” paesistici nei quali è possibile distinguere una matrice antropica, venutasi a formare per scomparsa o alterazione di preesistenti tipologie ecosistemiche, all’interno della quale sono collocati i frammenti ambientali residui (Forman, 1995)(Fig. 2). Questi ultimi (definiti anche isole di habitat, isole ecologiche, *remnants*; cfr. Saunders *et al.*, 1991) mostrano caratteristiche proprie (per tipologia, superficie, forma, “qualità”, ecc.), un diverso grado di isolamento fra di loro e fra le aree non frammentate, oltre che una propria articolazione spaziale. I frammenti residui, inoltre, sono caratterizzati ciascuno da specifiche relazioni funzionali con la matrice limitrofa antropizzata (Forman e Godron, 1986).

Il processo di frammentazione può interessare differenti tipologie ecosistemiche terrestri (ad esempio foreste, praterie, ambienti steppici, zone umide e costiere) e



Figura 2. Mosaico paesistico (matrice agricola a seminativi; frammenti forestali). Foto E. Lorenzetti.

marine (ad esempio le barriere coralline). Esso tuttavia non risulta distribuito casualmente nello spazio: le aree più favorevoli alle attività umane come ad esempio le zone planiziarie e costiere, sono state e vengono attualmente trasformate e frammentate per prime e con un'intensità maggiore (Saunders *et al.*, 1991; Orians e Soulé, 2001). Bologna (2002) elenca, a tal proposito, alcune tipologie che, in Italia, risultano maggiormente sensibili a questo processo: gli ambienti costieri dunali e retrodunali, i boschi montani maturi, le formazioni steppiche mediterranee, gli ecosistemi igrofilo di pianura.

1.2 La teoria della biogeografia insulare e la sua applicazione alla terraferma

In seguito alla frammentazione, frammenti residui di ambiente naturale subiscono un isolamento, oltre che una riduzione in superficie, che li rende confrontabili, per condizioni ecologiche e spaziali, alle isole geografiche in senso stretto. Ciò ha suggerito ad ecologi e biogeografi l'applicazione della teoria della biogeografia insulare di MacArthur e Wilson (1967) a contesti terrestri (cfr. Diamond, 1975). Esistono, in effetti, interessanti analogie tra le isole geografiche e le isole ecologiche¹.

L'effetto dell'area sulla Ricchezza specifica, ben noto sulle isole propriamente dette, è stato osservato in frammenti residui di ambiente naturale e seminaturale terrestre a tutte le latitudini e numerosi esempi sono riportati nei testi classici di ecologia e biogeografia (es., Odum, 1988; Begon *et al.*, 1989; Spellerberg e Sawyer, 1999; per le aree tropicali, ove questo effetto risulta più marcato, si veda Stratford e Stouffer, 1999).²

Anche l'isolamento dei frammenti residui, così come la riduzione della loro superficie, può provocare effetti di diverso tipo e intensità su popolazioni e comunità. La matrice trasformata di origine antropica, che si sostituisce agli ambienti naturali preesistenti e che si interpone fra i frammenti residui, o la presenza di infrastrutture artificiali poco o nulla superabili da determinate specie, possono infatti intervenire in modo determinante sui movimenti degli individui tra i frammenti, analogamente al ruolo di barriera alla dispersione svolto del mare per le isole geografiche (Davies *et al.*, 2001).

¹ Per "isole geografiche" si intendono le isole propriamente dette, distinguibili in oceaniche e continentali. Queste ultime isole sono collocate sulla piattaforma continentale e possono essere periodicamente collegate alla terraferma in seguito ad eventi di tipo climatico e geologico (Margules e Usher, 1981; esse vengono anche definite, nella letteratura straniera, *land bridge islands*; vedi, ad esempio, quanto riportato da La Greca, 1984, sui cosiddetti "ponti" pliocenici e pleistocenici nel Mediterraneo determinanti per la dispersione delle specie animali e vegetali). Con il termine "isole ecologiche" ci si riferisce, invece, a settori isolati sulla terraferma per cause naturali spesso, ma non sempre, legate a cambiamenti climatici e geologici su ampie scale temporali (es. laghi, cavità, cime montuose) o per cause antropogeniche recenti (es. frammenti inseriti in una matrice antropizzata differente che può agire funzionalmente come una barriera alle dinamiche di determinate specie sensibili ed ai flussi di materia ed energia).

Alcuni Autori (es., Virgós *et al.*, 2002) parlano di "arcipelaghi" ecologici analogamente a quelli definiti in senso stretto, riferendosi a gruppi di frammenti di habitat limitrofi presenti in una determinata area geografica.

Il processo che porta alla formazione di 'isole' di habitat in seguito alla frammentazione è stato definito "insularizzazione" (Wilcox cit. in Scoccianti, 2001) e Janzen (1986) ha parlato di "*island of natural habitat in a sea of human development*" riferendosi alle aree naturali che progressivamente vengono insularizzate dallo sviluppo antropico.

² La relazione specie/area è esprimibile secondo diverse forme: non trasformata ($S = cA^z$; dove S è il numero di specie, A l'area, c e z costanti), trasformata in forma logaritmica ($\log S = \log c + z \log A$), trasformata in forma semi-logaritmica ($S = d + b \log A$; b e d costanti; cfr. Margules e Usher, 1981: 94).

Alcune critiche sono state comunque avanzate riguardo ad una applicazione della teoria della biogeografia insulare alla terraferma. Infatti, malgrado tale teoria costituisca una base di riferimento utile a comprendere le conseguenze della frammentazione in ambienti terrestri, vanno sottolineati alcuni elementi di distinzione tra isole ecologiche e isole geografiche in senso stretto. Per fare un esempio, sulla terraferma i disturbi provenienti dalla matrice d'origine antropica, limitrofa ai frammenti, possono esercitare un impatto su questi ultimi che può essere differente rispetto a quello provocato dal mare sulle isole geografiche. L'entità dei disturbi sui frammenti terrestri dipende, infatti, sia dalla tipologia della matrice (ad esempio se agricola, urbanizzata, infrastrutturale), sia da quella del frammento, nonché dalle caratteristiche intrinseche eco-etologiche ed evolutive delle singole specie sensibili al processo (Janzen, 1986; Forman, 1995). Ciò costituisce una prima differenza rispetto a quanto affermato dalla teoria della biogeografia insulare che focalizza, invece, l'attenzione sui fattori area ed isolamento e sui processi di estinzione, immigrazione e colonizzazione, non considerando gli aspetti specie-specifici e l'effetto margine indotto dal "mare" limitrofo (in ambito terrestre, la matrice trasformata dall'uomo).

Come accennato, la matrice antropizzata, caratterizzata da condizioni fisiche e biologiche differenti rispetto a quelle originarie pre-frammentazione, influenza le componenti biotiche e abiotiche nei frammenti residui, alterando fattori e processi ecologici internamente ad essi. La matrice può, ad esempio, svolgere una funzione di area "sorgente" (*source*) per specie tipicamente legate ad ambienti antropizzati (e fra queste le specie alloctone, introdotte volontariamente o involontariamente dall'uomo), le quali, in linea generale, mostrano un'ampia nicchia ecologica (euriecia) e quindi una spiccata adattabilità alle nuove condizioni ambientali³. Tali specie sono in grado di utilizzare il mosaico paesistico in modo polifunzionale e possono insediarsi nei frammenti utilizzandoli, ad esempio, come area trofica e riproduttiva e innescando una serie di effetti (competizione, parassitismo, predazione) sulle specie più sensibili, specialiste e legate agli habitat residui (cfr. par. 1.7).

E' anche per questo motivo che, a differenza di quanto avviene nelle isole geo-

³ Ad esempio, riguardo alle specie vegetali, la matrice agricola può esercitare una funzione di serbatoio per la diffusione di specie vegetali cosiddette *weedy* (coltivate, generaliste, antropofile) che possono competere con quelle originarie, presenti nelle isole ecologiche (Brokaw, 1998). Il termine *weed* viene usato dai botanici anglosassoni per indicare le specie erbacee che si sono adattate a vivere in habitat "disturbati" o instabili in seguito all'intervento dell'uomo (Harlan e De Wet cit. in Amori e Boitani, 1997).

grafiche, nei frammenti terrestri la relazione “specie/area”, descritta nella teoria della biogeografia insulare, può non essere così chiaramente osservata. Infatti, nei frammenti residui, le comunità possono essere composte sia da specie sensibili, presenti prima della frammentazione, sia da altre, generaliste, provenienti dalla matrice⁴. In tali frammenti il numero di specie può così mantenersi inalterato, grazie a questo *turnover*, o addirittura aumentare con il diminuire dell’area del frammento, mascherando la reale diminuzione delle specie sensibili (Saunders *et al.*, 1991). A causa di questa eterogeneità nella composizione in specie del frammento, la relazione “specie/area” può, quindi, essere evidente solo se applicata al gruppo delle specie originarie. A tal proposito Robinson *et al.* (1992) hanno ribadito come possa rivelarsi errato, quando si analizza la Ricchezza e la composizione in specie di aree frammentate, calcolare solo il numero di specie e non la loro caratterizzazione ecologico-qualitativa.

E’ noto inoltre come sulla terraferma la Ricchezza di specie sia molto più elevata rispetto alle isole propriamente dette, soprattutto oceaniche, per cause ecologiche e storico-biogeografiche. Conseguentemente, il marcato cambiamento di superficie di habitat disponibile che avviene in seguito al processo di frammentazione può, in aree continentali, provocare una riduzione proporzionalmente maggiore di specie rispetto alle isole geografiche propriamente dette (Heaney, 1989).

Un’altra differenza fra isole geografiche ed ecologiche riguarda la scala temporale di riferimento dei processi che sono all’origine dell’isolamento. Il processo di frammentazione antropogenica sulla terraferma, avvenuto su scale temporali dell’ordine di 10^1 - 10^3 anni, non può essere comparato con i processi di tipo geologico e climatico che hanno consentito la formazione delle isole geografiche, inquadrabili su scale di ordine ben superiore, tali da consentire anche l’avvio di processi evolutivi nelle popolazioni isolate (fanno eccezione alcune isole vulcaniche e altre tipologie ambientali estremamente dinamiche per le quali può valere un discorso di processi su scale temporali ridotte, analogo alla frammentazione).

Infine, a livello di singole specie esistono differenze anche nei meccanismi d’estinzione tra frammenti terrestri e isole geografiche. Lo scarso adattamento di molte specie “continentali” a rapidi cambiamenti nella superficie di habitat idoneo disponibile e nel suo grado di isolamento, proprio perché evolutesi in condizioni differenti da quelle insulari, le rendono maggiormente vulnerabili a tali trasformazioni.

⁴ Ciò può comunque valere anche per le isole geografiche che possono essere colonizzate da specie ampiamente diffuse, generaliste e con alta capacità dispersiva provenienti dalla terraferma: per fare un esempio, le ornitofaune terrestri delle piccole isole italiane sono composte da una proporzione maggiore di specie euri-core e generaliste rispetto alle faune presenti sul continente (Battisti e Contoli, 1999).

E' per questo motivo che, almeno in linea generale, a causa della frammentazione di habitat, è possibile osservare estinzioni locali di specie sensibili in tempi più rapidi nei frammenti terrestri piuttosto che sulle isole propriamente dette.

1.3 Effetti sulla diversità biologica

Gli effetti che la frammentazione provoca sulla diversità biologica sono molteplici e complessi; la loro entità dipende da numerose variabili fra cui il contesto territoriale/geografico di riferimento, la tipologia ambientale interessata, l'estensione e configurazione della superficie degli habitat residui, il grado di connessione fra questi, la distanza da altre tipologie ambientali, il tempo intercorso dall'inizio del processo¹ (Farina, 2001). Tali effetti sono, inoltre, diversi a differenti latitudini. La maggior parte degli studi sull'argomento sono stati condotti in regioni temperate dell'emisfero boreale, in Australia e nella Regione Neotropica (es., Renjifo, 1999).

Nelle regioni temperate le differenti tipologie ambientali sono state sottoposte a trasformazione antropica fin da tempi storici, mentre nelle regioni tropicali, le aree definite *wilderness*, di grande estensione, altamente diversificate e ancora in gran parte sconosciute sotto il profilo floro-faunistico ed ecologico, sono in fase di recente e rapida frammentazione (Davies *et al.*, 2001).

Tutto ciò è preoccupante sotto il profilo della conservazione: le comunità delle zone tropicali sono, infatti, più vulnerabili alla frammentazione rispetto a quelle delle zone temperate, per una serie di fattori di tipo climatico, evolutivo, ecologico e storico-biogeografico che le hanno caratterizzate in modo peculiare e complesso. Ad esempio, come già accennato, gran parte delle specie mostrano, in questi contesti, una ridotta capacità dispersiva ed una elevata specializzazione ecologica, fattori che le rendono estremamente sensibili al processo di frammentazione (Wilcove *et al.*, 1986; Wilson, 1993).

Per questo motivo, in questo paragrafo, si è voluto sinteticamente focalizzare l'attenzione sull'impatto della frammentazione alle latitudini tropicali. Altri esempi degli effetti di questo processo in aree temperate saranno trattati nei paragrafi successivi.

Nei frammenti residui di foresta tropicale, specie e comunità sono sottoposti a condizioni ecologiche marcatamente differenti rispetto a quelle originali pre-fram-

¹Riguardo a quest'ultima variabile, nei frammenti terrestri si può assistere al fenomeno definito *species relaxation* (Saunders *et al.*, 1991), ovvero le comunità biologiche possono mostrare una progressiva perdita di specie sensibili, dilazionata nel tempo, con una sensibile differenza nel tasso di estinzione fra gruppi caratterizzati ecologicamente: in linea generale, si estingueranno con maggiore probabilità, prima localmente, poi a scala regionale, le popolazioni di specie legate agli habitat originari, stenoecie ed intrinsecamente sensibili (si veda anche l'effetto *lag*; par. 1.5). Questo processo è anche osservabile sulle isole geografiche continentali (le cosiddette *land bridge islands*) ove le specie tendono ad estinguersi secondo un ordine prevedibile attraverso un processo di tipo deterministico (Margules e Usher, 1981: 96 e segg.; Patterson, 1989).

mentazione (Brokaw, 1998). In tali frammenti possono infatti agire specifici fattori e processi a breve termine legati alle nuove condizioni, i quali portano a rapide e spesso irreversibili alterazioni nella demografia delle popolazioni sensibili e nella struttura delle comunità. Ad esempio la scomparsa di specie mutualiste e la sostituzione delle specie originarie con altre invasive e/o generaliste, in alcuni casi possono innescare squilibri ecologici, anche complessi. La frammentazione provoca, così, una serie di effetti definiti “a cascata” che intervengono in maniera irreversibile sulla diversità delle foreste tropicali, proprio a causa della estrema complessità delle relazioni ecologiche intra- ed interspecifiche ivi presenti². I frammenti residui di foresta tropicale, una volta isolati e circondati da una matrice ecologicamente non idonea, spesso significativamente differente in termini di fisionomia, struttura e biomassa (si pensi alle aree ove viene effettuato il “taglio a raso”, limitrofe a frammenti relativamente inalterati), perdono rapidamente le specie originarie, sia a causa della distruzione, riduzione in superficie e isolamento degli habitat idonei ad esse, sia come conseguenza di eventi indiretti legati all’effetto margine (riduzione della idoneità dei frammenti residui di habitat, disturbi provenienti dalla matrice esterna ai frammenti; cfr. par. 1.8).

Nei frammenti residui le popolazioni, isolate e ridotte numericamente, mostrano anche un’estrema vulnerabilità ad eventi stocastici, non prevedibili, e ciò viene accentuato dal fatto che le specie tipiche delle latitudini tropicali sono, per lo più, estremamente specializzate.

La scomparsa locale di specie nei frammenti residui di foresta tropicale può essere inoltre irreversibile a causa della scarsa attitudine a disperdersi di alcune fra queste, più stenoecie, i cui individui possono non essere in grado di ricolonizzare i frammenti. A questo proposito, Diamond (1981) ha sottolineato la “paura di volare” di alcune specie di uccelli che, pur essendo in grado, sotto l’aspetto anatomico-funzionale, di attraversare aree aperte, sono restie a farlo, sotto il profilo etologico, se i frammenti residui di foresta vengono circondati artificialmente dall’acqua e conseguentemente isolati da aree similari come, ad esempio, dopo la costruzione di dighe.³

Gli effetti del processo di frammentazione sono ovviamente evidenti, oltre che sulla componente faunistica, anche su quella floristica e vegetazionale. Nelle specie vegetali, in risposta ai cambiamenti di tipo fisico e biotico, indotti da questo pro-

²Le conseguenze della distruzione e frammentazione di habitat si riflettono, ad esempio, anche su differenti livelli trofici (vedi a quanto riportato in merito agli effetti delle trasformazioni ambientali sui sistemi predatore-predatore da Bascombe e Solé, 1998; de Roos *et al.*, 1998).

³Ulteriori esempi relativi agli effetti della frammentazione a livello comportamentale sono discussi anche da Gosling e Sutherland (2000) e, in sintesi, da Ruiz-Miranda (2003).

cesso, possono venire alterate alcune importanti funzioni fisiologiche ed ecologiche, quali le interazioni con gli insetti impollinatori. Cunningham (2000), studiando in Australia quattro specie vegetali appartenenti ai generi *Acacia*, *Senna*, *Eremophila*, *Dianella*, ha osservato come queste mostrassero una differenza nella produzione di semi e nell'attività di fruttificazione in funzione della loro collocazione in aree frammentate o non. La risposta delle singole specie vegetali alla frammentazione è, comunque, strettamente specie-specifica ed è, tra l'altro, legata alla modalità di riproduzione che sembra determinare la loro sensibilità al processo (Robinson *et al.*, 1992).

E' stato descritto anche un impatto della frammentazione sulla rigenerazione forestale. Nei frammenti residui la mortalità proporzionalmente maggiore degli alberi, per cause legate all'effetto margine (par. 1.8), può provocare una riduzione della produzione di semi rispetto ad aree non frammentate. Inoltre, nelle aree residue, gli individui di alcune specie animali generaliste, provenienti dalla matrice trasformata limitrofa, possono utilizzare i semi di alcune specie forestali come risorsa trofica, con una conseguente riduzione della quantità di semi presenti sul soprassuolo e del tasso di germinazione *in situ* di queste specie vegetali, con una rapida riduzione della loro densità rispetto ad aree non frammentate (Benitez-Malvido, 1998).

Nei paragrafi che seguono saranno trattati gli effetti del processo di frammentazione sui diversi livelli ecologici.

1.4 Effetti a livello individuale

La frammentazione degli ambienti naturali influenza, a livello individuale, il comportamento e i movimenti di molte specie animali (Fahrig e Merriam, 1994; Hanski, 1994a). Le trasformazioni ambientali che avvengono in seguito alla frammentazione, spesso relativamente rapide rispetto ai tempi di capacità adattativa di gran parte delle specie più sensibili, interessano numerosi parametri di tipo spaziale, dimensionale, ecologico sia a scala di frammento sia a scala più ampia (superficie, forma, struttura e articolazione spaziale, grado di contiguità e connettività dei frammenti residui di habitat, configurazione spaziale del mosaico ambientale, tipologia della matrice, ecc.). La matrice trasformata dall'uomo e le barriere lineari artificiali (cfr. par. 1.9) possono agire come una barriera ostile ai movimenti di molte specie animali, interferendo con le dinamiche dispersive degli individui, in particolare di quelli appartenenti alle specie più sensibili (Wiens, 1976; Thomas, 1994) e con effetti differenti in funzione dell'età, sesso, *fitness* e dimensione corporea dei singoli individui (Robinson *et al.*, 1992; Fahrig e Merriam, 1994; Hanski, 1994; Debinski e Holt, 2000).

Alcune specie, presentano una relativa plasticità ecologica e gli individui possono rispondere in modo neutro o favorevole alle trasformazioni indotte da questo processo (Fahrig, 1997). Al contrario, gli individui di altre specie, benché in alcuni casi intrinsecamente abili a disperdersi su lunghe distanze (ad esempio gli uccelli), possono risentire in modo marcato di queste trasformazioni per una loro intrinseca sensibilità ecologica e comportamentale (vedi, ad esempio, le specie poco vagili e stenoecie; Diamond, 1981). Per quel che riguarda gli uccelli e alcuni altri gruppi (ad esempio alcuni insetti) questa sensibilità può essere nettamente differente in seno alle stesse specie durante il proprio ciclo vitale e secondo il periodo dell'anno. Ad esempio, fra i migratori, alcune specie, abili a compiere periodicamente lunghe distanze e quindi apparentemente poco o nulla sensibili ai cambiamenti avvenuti in seguito alla frammentazione, possono tuttavia mostrare, nel periodo riproduttivo, una sensibilità alla modifica di alcuni fra questi parametri (dimensionali, qualitativi, di isolamento, ecc.) con una conseguente alterazione dei *pattern* di dispersione a scala locale. E' quindi evidente in molte specie una alterazione della sensibilità al processo al cambiamento della scala spaziale (e temporale) di riferimento utilizzata da queste specie (da continentale/stagionale a locale/giornaliera).

In seguito alle alterazioni indotte dalla frammentazione i singoli individui potranno, a livello intraspecifico, competere in misura maggiore per l'uso dello spazio e delle risorse, ora più limitate, rispetto alle condizioni pre-frammentazione; a

livello interspecifico inoltre gli individui di determinate specie possono essere predati da specie generaliste provenienti dalla matrice antropizzata limitrofa ai frammenti residui (Blake e Karr, 1987). Conseguentemente il tempo medio di sopravvivenza individuale potrà ridursi marcatamente e ciò potrà alterare la struttura genetica, demografica e sociale nelle popolazioni con il rischio di una loro estinzione locale e con effetti a cascata su intere comunità (cfr. par. 1.6).

Il processo di dispersione

Le caratteristiche dei frammenti residui e dell'intero ecosistema possono influenzare in maniera significativa i diversi tipi di movimenti degli individui e, tra questi, la dispersione.

La dispersione viene definita come quel processo, presente nel ciclo biologico degli organismi, attraverso il quale questi o i loro propaguli si allontanano dal sito natale, assumendo una distribuzione meno aggregata (Wiens, 1976; Begon *et al.*, 1989). Questo processo può essere passivo (affidato, cioè, a vettori fisici o biotici) o attivo (attuato mediante dispersione diretta degli individui; Celada, 1995; Bennett, 1999; vedi anche la differenza tra le definizioni di *dispersion* e *dispersal* in Odum, 1988).

Sono state fatte alcune ipotesi relative al ruolo adattativo, ecologico e biologico della dispersione che verosimilmente appare multiplo (si vedano ad esempio, Begon *et al.*, 1989; Caley, 1989). Una fra queste sostiene che il ruolo di questo processo possa essere quello di evitare le conseguenze negative derivanti dall'inincrocio (*inbreeding*) fra individui geneticamente affini, favorendo lo scambio fra popolazioni e, conseguentemente, consentendo un adeguato flusso genico. La dispersione svolge, quindi, un ruolo fondamentale nel determinare la composizione genetica di una popolazione e nei processi microevolutivi.

Un'altra ipotesi prevede che il processo di dispersione sia determinato dalla competizione fra individui per l'uso delle risorse e per l'accoppiamento (ipotesi *resource/mate competition*; Caley, 1989).

Dobson *et al.* (1999) riportano due tipi di dispersione: la dispersione giovanile (*natal dispersion*) che si attua quando gli individui giovani si spostano dal sito natale al sito di riproduzione e la dispersione riproduttiva (*breeding dispersion*) che comprende i movimenti tra siti di riproduzione in anni successivi.

La dispersione ricopre un ruolo importante nell'ambito delle dinamiche di specie organizzate in metapopolazioni, favorendo la persistenza di queste ultime all'interno di un sistema di frammenti ambientali a diverso grado di idoneità, riducendo il tasso di estinzione e permettendo, infine, la ricolonizzazione dei frammenti suc-

cessivamente alle estinzioni locali (vedi il *rescue effect*¹; Brown e Kodrik-Brown, 1977; Thomas *et al.*, 2000). La dispersione consente inoltre la colonizzazione di aree idonee all'interno e al di fuori dell'areale della specie.

Le modalità di dispersione sono strettamente legate alle caratteristiche biologiche delle specie: le specie a dispersione passiva, ad esempio quelle a dispersione anemocora, così come quelle più vagili, sono generalmente favorite nel processo rispetto ad altre specie. La dispersione dipende inoltre anche dalle caratteristiche dei singoli individui quali il sesso, l'età, la *fitness* individuale, la posizione sociale, i parametri demografici di popolazione ecc. Per fare un esempio a questo proposito, in alcuni micromammiferi insettivori del genere *Sorex*, in Scandinavia, è stato osservato che quando la densità di popolazione assumeva bassi valori e con essa il tasso di dispersione, come riscontrabile in aree frammentate, la dispersione diveniva selettiva e predominavano, tra i *dispersers*, gli individui subordinati; viceversa quando la densità e il tasso di dispersione si mantenevano elevati la dispersione risultava meno selettiva e gli individui tendevano a disperdersi in modo meno legato alla loro posizione sociale (Hanski, 1986).

A livello di popolazione i fattori demografici possono così influenzare il processo di dispersione ed altri movimenti. Bennett (1999: 67 e segg.), a tal proposito, ha elencato i differenti tipi di movimento che le specie animali compiono e che possono subire modifiche a causa del processo di frammentazione. Essi possono essere suddivisi in movimenti: regolari/irregolari/giornalieri, stagionali/migratori, di dispersione, legati ad espansione dell'areale (quest'ultimi, in particolare, analizzabili su scale temporali più ampie rispetto ai precedenti). In particolare, come verrà sviluppato nella parte III, i movimenti di dispersione dal sito natale al sito ove gli individui adulti definiscono il proprio *home range* o territorio e si riproducono appaiono i più importanti a scala di paesaggio/regionale e il loro mantenimento/facilitazione è tra gli obiettivi principali della pianificazione di reti ecologiche (Dobson *et al.*, 1999).

Per fare un esempio riguardante l'emigrazione, intesa come il movimento di allontanamento di individui da una popolazione, essa può mostrare valori elevati quando il tasso di natalità e le densità sono elevati e l'area occupata non dispone di risorse in quantità e "qualità" tali da permettere la vitalità in tempi lunghi della popolazione stessa. Nei lepidotteri, Thomas *et al.* (2000) hanno ad esempio osservato

¹ Con effetto *rescue* (letteralmente, "liberazione, salvezza") si indica quanto può avvenire in popolazioni prossime all'estinzione che possono, tuttavia, persistere nel tempo grazie ad un flusso di individui provenienti da altre popolazioni limitrofe.

come il numero di individui emigranti ed il numero di quelli presenti fossero, rispettivamente, proporzionali al perimetro del frammento ed alla sua superficie. L'emigrazione dai frammenti di piccole dimensioni (o con alto rapporto perimetro/area) può, quindi, essere relativamente elevata. Conseguentemente, mentre in aree poco o nulla frammentate l'emigrazione può avere una scarsa influenza sulla densità, viceversa in aree frammentate essa potrà condizionare i parametri demografici delle popolazioni maggiormente sensibili tanto da portarle al collasso (è noto d'altronde come l'emigrazione possa intervenire a livello demografico in maniera analoga alla mortalità; Odum, 1988).

La dispersione e, più in generale, i movimenti degli individui possono avvenire a scale spatio-temporali differenti e con le modalità più disparate legate alle caratteristiche eto-ecologiche, anatomo-funzionali ed alla storia evolutiva di ciascuna specie. Ad esempio, fra i lepidotteri, Thomas *et al.* (2000) sottolineano l'esistenza di un'ampia gamma nella scala di mobilità delle specie: da specie migratrici che compiono spostamenti a lungo raggio ad alcune che percorrono solo poche decine di metri. Gli stessi Autori ricordano come, nell'ambito della stessa specie, le modalità di dispersione possono differire molto durante il ciclo vitale: per fare un esempio, è noto come tra i lepidotteri gli stadi larvali siano, generalmente, poco vagili e limitati a specifiche piante ospiti mentre gli adulti presentano una maggior vagilità. E' altrettanto noto come le scale spaziali coinvolte possano variare in seno alle singole specie, oltre che durante il ciclo vitale, anche durante l'arco dell'anno (si veda quanto sopra riportato riguardo agli uccelli migratori).

In linea generale, è stato comunque evidenziato come gran parte delle specie legate ad habitat effimeri o a determinate fasi successionali abbiano evoluto capacità dispersive più pronunciate rispetto a quelle specie legate a condizioni ambientali più stabili, mature e complesse, come, all'estremo, quelle presenti nelle foreste tropicali, ove prevalgono specie altamente specialiste e poco vagili (Diamond, 1973; Wilson, 1993).²

Nei mammiferi e negli uccelli sono spesso gli individui giovani che si disperdono. A tal proposito è stato coniato il termine di dispersione "esplorativa" se essa prevede, appunto, l'esplorazione attiva di un gran numero di siti da parte di individui in dispersione prima che questi ultimi si insedino in uno fra questi ritenuto pre-

² Un caso particolare è costituito dalle specie definite *supertramp* (Diamond, 1973), prime colonizzatrici nelle isole oceaniche. Tali specie, benché caratterizzate da ottime capacità intrinseche di dispersione e colonizzazione, possono non persistere a lungo nei siti colonizzati per una serie di motivi di carattere eco-etologico (stenocia, affinità per condizioni ecologiche effimere e per i primi stadi delle successioni, scarsa capacità di competere con le altre specie successivamente colonizzatrici).

sumibilmente più idoneo eco-etologicamente (Begon *et al.*, 1989; Chapman e Reiss, 1994).

E' utile comunque ricordare come una buona capacità dispersiva può non corrispondere ad analoghe capacità di colonizzazione ovvero alla capacità di insediarsi permanentemente in habitat idonei (o di ricolonizzare aree ove la specie era presente in precedenza). Affinché gli individui in dispersione possano (ri)colonizzare con successo una determinata area devono verificarsi ulteriori condizioni come quella di avere successo nell'individuare condizioni ecologiche ottimali, raggiungere tale sito in numero significativo, essere attivi sessualmente nonché generare una prole fertile (Wiens, 1976).

1.5 Effetti a livello di popolazione

Le popolazioni di determinate specie sensibili possono estinguersi localmente, ridursi in dimensioni o suddividersi, come conseguenza delle trasformazioni ambientali indotte dal processo di frammentazione, sia a causa della riduzione in superficie degli habitat residui disponibili sia a causa dell'incremento del loro isolamento (Wilcox e Murphy, 1985).¹

Almeno per alcune specie animali è stata recentemente sottolineato come possa essere individuata una soglia di disponibilità di habitat a scala di paesaggio sotto la quale è altamente probabile che esse possano estinguersi localmente (Andrén, 1994; Fahrig, 1997).²

In alcune specie l'alterazione nel tasso di dispersione, indotta dalla frammentazione (cfr. par. 1.4), può provocare una riduzione o, in casi estremi, una interruzione provvisoria o definitiva del flusso genico tra popolazioni, con effetti sulla loro vitalità e con il rischio di scomparsa sia locale, sia a scala di paesaggio e a livello di metapopolazione (Hanski, 1998; Davies *et al.*, 2001). In seguito a questo, e come in parte già accennato, nelle popolazioni possono venire alterate la struttura genetica, demografica e sociale, nonché la loro distribuzione e abbondanza su scala regionale (Debinski e Holt, 2000).

La frammentazione degli ambienti naturali può inoltre influenzare le popolazioni esponendole direttamente o indirettamente a fattori definiti deterministici, come, per esempio, la persecuzione diretta, i disturbi indiretti da parte dell'uomo e dalle specie generaliste sinantropiche nei frammenti residui di habitat, ora più accessibili³ e, infine, l'ulteriore trasformazione e riduzione nella idoneità dell'habitat residuo dovuta all'effetto margine. Questi fattori possono essere considerati responsabili del declino numerico osservato in alcune popolazioni nelle fasi iniziali del processo di frammentazione. Anch'essi, come i fattori precedentemente elencati, possono influenzare le eventuali

¹ Per popolazione si intende un gruppo di individui appartenenti ad una specie, effettivamente interfecondi, presenti in una determinata area geografica, e che in essa si muovono e si riproducono. Lo scambio genico è maggiore all'interno di una popolazione che fra popolazioni limitrofe. Uno degli elementi problematici nella conservazione, almeno per determinate specie, è la definizione dei limiti spaziali delle popolazioni (per una trattazione concettuale, si veda Mayr, 1983).

² Tale soglia, differente da specie a specie, sembra collocarsi in un *range* compreso fra il 10 ed il 30 % di habitat idoneo residuo ancora disponibile a scala di paesaggio, almeno per alcuni gruppi di uccelli e mammiferi (Andrén, 1994; cfr. anche fig. 3).

³ Ciò è valido, in modo particolare per specie con *home-range* di grandi dimensioni (es., grandi carnivori) che possono comprendere con maggiore probabilità settori antropizzati al loro interno. Si veda anche quanto accennato nel capitolo sulla sensibilità delle specie alla frammentazione (par. 1.10).

fluttuazioni demografiche naturali e, in generale, la struttura delle popolazioni (Durant, 2000).

Quando le popolazioni raggiungono dimensioni estremamente ridotte e sono in condizioni di forte isolamento, oltre a subire “colli di bottiglia” demografici, ovvero crolli repentini delle loro dimensioni dovuti ad eventi catastrofici (cfr. Chapman e Reiss, 1994), possono essere esposte a fattori definiti stocastici, non prevedibili, che possono essere suddivisi secondo le seguenti tipologie:

- fattori di tipo demografico, che possono portare una piccola popolazione a ridursi in dimensione fino ad estinguersi a causa di oscillazioni casuali nel rapporto sessi, nel tasso di natalità e mortalità, nella distribuzione in classi di età (Debinski e Holt, 2000);
- fattori di tipo ambientale, biologico ed ecologico, riferiti a variazioni casuali estrinseche alle popolazioni come le fluttuazioni estreme delle risorse, dei predatori, dei competitori, delle prede e dei parassiti, le catastrofi climatiche, gli incendi, l'imprevedibilità del disturbo umano (cfr., ad esempio, Seal *et al.*, 1989);
- fattori di tipo genetico (deriva genetica, inincrocio e conseguente depressione da *inbreeding*, erosione della variabilità genetica, ecc.) che possono rendere ancora più esigua la dimensione effettiva della popolazione, riducendone la *fitness* e la capacità di risposta a fattori ambientali variabili e quindi la loro probabilità di sopravvivenza (Janzen, 1986; Thomas, 1994; Burkey, 1995; Bullini, 1996; Reed *et al.*, 1996).⁴

La riduzione e, ancor più, la totale interruzione del flusso genico, conseguente alla frammentazione può portare in alcuni casi le popolazioni a processi di rapida divergenza genetica (Randi, 1993). Ad esempio, Kozakiewicz e Konopka (1989) hanno osservato, studiando in Polonia gli effetti dell'isolamento su popolazioni di un roditore, l'Arvicola rossastra (*Clethrionomys glareolus*), come in paesaggi frammentati, le sottopopolazioni isolate mostrassero evidenti differenze genetiche. Sem-

⁴ L'inincrocio che può avvenire in piccole popolazioni isolate può portare ad una diminuzione nella eterozigosi e ad un aumento di probabilità di espressione degli omozigoti letali recessivi, dannosi e non adattativi, provocando una perdita di fertilità, un aumento delle malattie, un'alta mortalità giovanile, un minor tasso riproduttivo (per l'Italia, si veda Nascetti, 1999).

La deriva genetica (*genetic drift*) e l'inincrocio (*inbreeding*), provocando una riduzione della variabilità genetica, possono ridurre la capacità di risposta della popolazione a stress ambientali e processi selettivi in generale (Futuyma, 1979). La variabilità genetica entro una popolazione è infatti necessaria per garantirne l'adattamento a condizioni ambientali variabili ed è nota una correlazione tra la riduzione di tale variabilità genetica, la presenza di anomalie spermatiche e la sensibilità a particolari malattie infettive (Saunders *et al.*, 1991). I genetisti sottolineano come non sia facile ripristinare la variabilità genetica, una volta ridotta, visto che ciò può verificarsi solo attraverso processi di mutazione o di flusso genico.

pre tra i mammiferi, Hale *et al.* (2001) hanno, viceversa, osservato che in Gran Bretagna la “deframmentazione” del paesaggio provocata dai rimboschimenti a conifere (che hanno connesso artificialmente frammenti forestali prima isolati) ha provocato un elevato flusso genico tra popolazioni di Scoiattolo comune (*Sciurus vulgaris*) alterandone la struttura genetica.

Negli anfibi, Scoccianti (2001) riporta alcuni studi effettuati in Germania e in Inghilterra che hanno mostrato in popolazioni di Rana temporaria (*Rana temporaria*) una distanza genetica maggiore fra popolazioni urbane, separate da barriere artificiali, rispetto a popolazioni ancora relativamente connesse presenti in paesaggi agricoli; risultati analoghi sono stati riportati da questo Autore per il Rospo comune (*Bufo bufo*).

Struttura e dinamica delle popolazioni

Per comprendere quale possa essere l’impatto della frammentazione sulle popolazioni naturali è opportuno considerare la loro struttura spaziale/geografica, oltre che quella demografica e le loro dinamiche a scale differenti (per una revisione sull’argomento, si veda Blondel e Lebreton, 1996).⁵

L’aspetto geografico è di particolare interesse negli studi sulla frammentazione. Celada (1995), a tal proposito, riporta due principali modelli spaziali di distribuzione relativi alle popolazioni frammentate: il modello *island-mainland*, in cui un sistema di frammenti residui di habitat a diverso grado di idoneità per le popolazioni di determinate specie è limitrofo ad una area non frammentata, la quale può svolgere il ruolo di area *source* (v. dopo), e quello *patchy-population*, in cui il sistema risulta invece costituito da un arcipelago di frammenti relativamente indipendenti e distanti da analoghe tipologie ambientali non frammentate.

In Provincia di Roma sono stati recentemente condotti due studi sulle comunità orniche nidificanti (Lorenzetti, 2003; Frank, in prep.; cfr. anche Battisti *et al.*, 2003) presenti in paesaggi forestali frammentati. In un caso (area cornicolana-tiburтина; hinterland nord-ovest di Roma) l’arcipelago di frammenti forestali può essere fatto corrispon-

⁵ Le popolazioni possono strutturarsi secondo distinte unità riproduttive, separate sotto il profilo geografico, sociale, ecologico e genetico (Durant, 2000). Recentemente, attraverso un approccio alla genetica delle popolazioni ed alla sistematica, è stato definito il concetto di *Evolutionary Significant Units* (ESU) allo scopo di riconoscere il diverso contributo fornito dalle singole popolazioni locali, alla capacità adattativa della specie ed al processo di speciazione. La loro identificazione permette di focalizzare l’attenzione su unità di popolazione significative ai fini della conservazione del potenziale evolutivo delle singole specie (cfr. Reggiani *et al.*, 2000).

dere ad un sistema *island-mainland*, ove il settore appenninico rappresenterebbe il potenziale serbatoio di individui colonizzatori e l'area *source*. Nel secondo caso (area litorale Anzio-Nettuno) il sistema di frammenti forestali, residui dell'antica Selva di Nettuno (cfr. Caneva e Travaglini, 2003), appare estremamente distante da analoghe superfici forestali non frammentate e può essere assimilato ad un sistema *patchy population*.

E' importante tuttavia non confondere la struttura spaziale dei frammenti di habitat con la struttura spaziale delle popolazioni. E' infatti possibile distinguere alcuni casi differenti:

- i *pattern* di presenza/assenza di una popolazione possono coincidere con i *pattern* di distribuzione dei frammenti di habitat. Ad ogni frammento può corrispondere una popolazione e l'insieme dei frammenti potrà comprendere una metapopolazione della specie indagata: ciò può valere, a titolo di esempio, per alcuni micromammiferi e anfibi forestali le cui singole popolazioni possono essere considerate come comprese, con i limiti del caso, ciascuna in un frammento forestale;
- una popolazione può occupare più frammenti di habitat idonei alla specie. In questo caso, la scala di riferimento per definire la struttura spaziale di una popolazione è più ampia di quella relativa ai singoli frammenti. In tal caso ogni frammento di habitat potrà non comprendere l'intera popolazione di una specie ma solo una parte di essa (ad esempio specie vagili come alcuni uccelli e mammiferi di grandi dimensioni) e la struttura della popolazione viene definita di tipo *patchy*;
- le popolazioni infine possono strutturarsi spazialmente ad una scala meno ampia di quella dei singoli frammenti idonei di habitat. In questo caso ogni frammento potrà ospitare più di una popolazione o al limite una intera metapopolazione della specie. Ciò può valere, ad esempio, per molte specie di invertebrati e vertebrati di piccole dimensioni le cui metapopolazioni possono, almeno in linea generale, essere comprese tutte in un singolo frammento.

Thomas *et al.* (2000), in modo analogo, riportano alcune tipologie differenti di popolazioni classificate secondo la loro struttura spaziale e la mobilità degli individui fra di esse. In particolare questi Autori distinguono:

- *patchy populations*: in questo caso, la popolazione complessiva può comprendere al proprio interno più frammenti di habitat a diverso grado di idoneità per la specie. Gli individui di queste popolazioni potranno muoversi attivamente tra i frammenti e il tasso di interscambio di individui fra essi sarà, conseguentemente, molto elevato. Ciò si può riscontrare in alcune specie ad alta capacità dispersiva e/o di grandi dimensioni che percepiscono i singoli frammenti di habitat come subunità ricomprese all'interno di singoli territori e *home-range*;
- *separate populations*: la popolazione si struttura ad una scala spaziale coinci-

- dente con quella dei frammenti. In questo caso gli interscambi di individui tra sottopopolazioni possono essere molto ridotti se non del tutto assenti;
- metapopolazioni: le popolazioni si strutturano ad una scala coincidente con quella dei frammenti. Tuttavia, in questo caso, esiste un interscambio fra singole popolazioni tanto che si può parlare di metapopolazione come sistema.

Il concetto di metapopolazione

Per metapopolazione si intende un insieme di sottopopolazioni, appartenenti ad una determinata specie, spazialmente strutturate e interconnesse fra loro da flussi di individui. Queste sottopopolazioni possono venire interessate da eventi di estinzione e ricolonizzazione, distribuiti nel tempo (Levins, 1969; Hanski, 1998)⁶. Opdam *et al.* (cit. in Scoccianti, 2001) hanno chiamato “lampeggio” (*winking*) questo dinamismo nel tempo e nello spazio fra frammenti occupati e non occupati dalle singole sottopopolazioni (la presenza o assenza di popolazioni nei frammenti è conseguente ad episodi di colonizzazione ed estinzione locale).

I frammenti di habitat che, benché idonei, non vengono occupati dalle sottopopolazioni delle specie così strutturate in un dato intervallo di tempo, potranno esserlo in un altro. Questo aspetto è molto importante e deve essere tenuto presente nelle strategie di conservazione. I frammenti temporaneamente non occupati ma potenzialmente idonei dovrebbero infatti essere comunque sottoposti a tutela per mantenere la vitalità dell'intero sistema (Hanski, 1994a; Hanski, 1994b).

In base a quanto riportato, la vitalità di una metapopolazione è quindi determinata dalla quantità di habitat idoneo residuo ancora disponibile alla scala di paesaggio. Sotto una determinata soglia, una metapopolazione tenderà al collasso proprio perché il basso numero di sottopopolazioni presenti nei frammenti può non essere più in grado di sostenere l'intero sistema: per questo motivo una metapopolazione potrà scomparire prima ancora che tutto l'habitat disponibile sia scomparso (Karei-

⁶Benché singole sottopopolazioni possano subire estinzioni stocastiche, non prevedibili, la metapopolazione nel suo insieme può sopravvivere attraverso l'interscambio di individui tra le sottopopolazioni stesse. Un “arcipelago” di frammenti di habitat può essere, così, occupato da un gruppo di popolazioni locali le quali possono ciascuna presentare un rischio di estinzione locale (Seal *et al.*, 1989; Hanski *et al.*, 1996). Una specie organizzata in metapopolazioni si struttura, quindi, secondo un mosaico dinamico di presenze e di assenze in frammenti che si trovano collocati in un definito ambito spaziale (Kareiva e Wennergren, 1995). Una metapopolazione è stata definita per queste sue caratteristiche come un sistema stabile costituito da elementi instabili (cfr. Terzi, 2000). Un'ulteriore definizione è quella fornita da Reich e Grimm (cit. in Scoccianti, 2001): una metapopolazione è una popolazione (regionale) di popolazioni (locali).

va e Wennergren, 1995; Terzi, 2000).⁷ Questo è un ulteriore aspetto problematico da tenere presente nella conservazione delle specie così strutturate.

La teoria della metapopolazione indica come sia prioritario conservare, almeno per certe specie, un'adeguata superficie di habitat idoneo, nonché mantenere il naturale flusso di individui tra le sottopopolazioni. Tale flusso può avvenire solo se la matrice ambientale interposta tra i frammenti viene percepita come relativamente permeabile, consentendo quindi i movimenti di individui tra le sottopopolazioni in essi presenti e contrastando, inoltre, gli effetti delle estinzioni locali (attraverso quello che viene definito *rescue effect*: Brown e Kodric-Brown, 1977; Gosselin, 1996; Hanski *et al.*, 1996).

Anche in questo caso, tuttavia, non è possibile generalizzare: benché alcune metapopolazioni possano estinguersi se il tasso di dispersione fra frammenti risulta estremamente basso, si può osservare anche il fenomeno opposto. Infatti, in presenza di una proporzione relativamente elevata di individui che si allontanano dai frammenti residui, una metapopolazione potrà non persistere nel tempo a causa del crollo demografico che ogni sottopopolazione potrà subire in seguito ad emigrazione (cfr. par. 1.4). Popolazioni di dimensioni relativamente ridotte presenti in frammenti isolati e di piccole dimensioni possono, dunque, non essere vitali a causa dell'alto numero proporzionale di individui che tendono ad allontanarsi dal frammento verso la matrice ostile circostante. In questi casi, infatti, il tasso riproduttivo può non rimpiazzare l'alta proporzione di individui che periscono durante la dispersione. Tale fenomeno è particolarmente significativo per specie molto vagili che si possono estinguere localmente se non è disponibile un sufficiente numero di frammenti ecologicamente idonei e relativamente poco distanti in grado di accogliere gli individui in dispersione (Thomas *et al.*, 2000). Questi Autori hanno compiuto studi sui lepidotteri ma esistono anche dati relativi a vertebrati: ad esempio tra i rapaci notturni è stato osservato come le popolazioni di alcune specie possano estinguersi localmente come conseguenza di un alto tasso di dispersione (vedi quanto riportato da Thomas *et al.*, 2000).

⁷ Allo scopo sono stati definiti appositi parametri atti a quantificare tale valore per determinate popolazioni e metapopolazioni. La superficie minima (o il numero minimo di frammenti) di habitat idoneo necessario per la persistenza di una popolazione viene definita con l'acronimo MASH (*Minimum Amount of Suitable Habitat*; Hanski *et al.*, 1996). La più piccola area che mantiene un sistema dinamico pur in presenza di un regime di perturbazioni naturali (ricolonizzazione interna, capace di minimizzare le probabilità di estinzione) viene definita come MDA (*Minimum Dynamic Area*; cfr. Aa. Vv., 2001, per un applicazione in ambito forestale). Per MVMP (*Minimum Viable Metapopulation*) si intende il numero minimo di sottopopolazioni fra loro interagenti, che richiedono una adeguata estensione di habitat, necessarie a garantire la persistenza a lungo termine di una metapopolazione, in un bilancio tra estinzione locale e ricolonizzazione (Hanski *et al.*, 1996).

In ogni caso, quando la matrice ambientale limitrofa ai frammenti viene intensamente trasformata ad opera dell'uomo, in modo tale da non consentire più le dinamiche tra popolazioni, potrà alterarsi definitivamente l'equilibrio tra gli eventi di estinzione e di ricolonizzazione a livello complessivo di metapopolazione. Scocciati (2001), a tal proposito, accenna al concetto di "metapopolazioni squilibrate": se gli episodi di ricolonizzazione divengono sempre più rari è altamente probabile che l'intera metapopolazione possa estinguersi dopo un certo intervallo di tempo.

L'estinzione di metapopolazioni appartenenti a specie differenti può innescare effetti a livello di comunità. A tal proposito esistono modelli di metapopolazione a livello multispecifico che possono aiutare ad investigare le conseguenze complessive derivanti dalla distruzione di habitat su più specie (Tilman *et al.*, 1994; Kareiva e Wennergren, 1995).⁸

Il modello source-sink

In una metapopolazione è possibile distinguere le singole sottopopolazioni in base alla loro capacità di automantenersi, in tempi relativamente lunghi, all'interno di frammenti di habitat di "qualità" differente (intendendo con questo termine l'idoneità di habitat per determinate specie).

Indicatori efficaci della vitalità di una popolazione possono essere alcuni parametri demografici, quali il tasso di natalità e mortalità, in base ai quali le singole sottopopolazioni possono essere distinte in *source* (sorgente) o *sink* (gorgo) in funzione della loro capacità ad automantenersi nel tempo (Pulliam, 1988; Dias, 1996).

Le sottopopolazioni definite *source*, in cui il tasso di natalità supera quello di mortalità, occupano in linea generale habitat ad elevata idoneità per la specie e sono regolate prevalentemente da processi densità-dipendenti. Esse possono essere connesse alle sottopopolazioni definite *sink*, alle quali forniscono una quota degli individui in eccesso. Le sottopopolazioni *sink*, presenti in habitat ecologicamente meno idonei, possono al contrario risultare maladattate (minor *fitness*, minor successo riproduttivo, ecc.) e sono intrinsecamente vulnerabili all'interruzione delle dinamiche individuali tra sottopopolazioni e ai processi di isolamento. Nelle sotto-

⁸ Le dinamiche di metapopolazione non vengono studiate solo in ecologia ma anche in altre discipline e a scale anche notevolmente differenti (ad esempio, in epidemiologia, ove individui, o città, rappresentano i "frammenti" suscettibili alle infezioni da parte di sottopopolazioni di virus/batteri; Lloyd e May, 1996; Boswell *et al.*, 2000).

popolazioni *sink* il tasso di mortalità supera quello di natalità ed esse sono, in gran parte, regolate da processi densità-indipendenti: i fattori ambientali estrinseci alle specie possono, cioè, essere determinanti nell'influenzare la demografia di queste popolazioni.

Le sottopopolazioni *sink* possono anche essere presenti nei settori marginali dell'areale di una specie (cfr. le *S.O.S. populations*: Rapoport, 1982) e possono persistere nel tempo solo in virtù di un continuo afflusso di individui immigranti, provenienti dalle popolazioni centrali dell'areale. A causa di questo "isolamento per distanza" queste popolazioni marginali possono differire, sotto il profilo demografico e genetico, dalle altre popolazioni (Wiens, 1976).

La definizione di *source* e *sink* non deve, tuttavia, essere applicata con rigidità. Si può, infatti, assistere nel tempo ad un cambiamento della "qualità"-idoneità ambientale di una certa area e, quindi, delle caratteristiche demografiche delle popolazioni ivi presenti che possono così, a loro volta, assumere alternativamente caratteristiche di *source* o di *sink*.

Si è visto come la "qualità" ambientale eserciti un ruolo determinante sui parametri demografici delle (sotto)popolazioni e, conseguentemente, come essa possa influenzare la loro persistenza nel tempo e la loro distribuzione a scale differenti (Celada, 1995). La frammentazione influenza in diversa misura, oltre che la superficie e il grado di isolamento degli habitat residui, anche la loro "qualità" in termini di idoneità di habitat per determinate specie. Inoltre la presenza di una matrice ambientale trasformata dall'uomo interposta tra i frammenti può condizionare l'entità dell'interscambio di individui fra le sotto popolazioni. Tutto ciò può, quindi, ripercuotersi sui parametri demografici delle singole sotto popolazioni, influenzandone la vitalità, con ripercussioni sul complesso e dinamico equilibrio a livello di metapopolazione.

L'effetto crowding

Nelle fasi iniziali del processo di frammentazione, in seguito alla diminuita disponibilità di habitat, i frammenti possono assumere un ruolo di rifugio per alcune specie sensibili. In tali frammenti si potrà quindi temporaneamente assistere ad un marcato aumento della densità di individui.

Tale "affollamento" (*crowding*: Debinski e Holt, 2000) può avvenire anche in tempi rapidi rispetto all'avvio del processo ed è direttamente correlato al tipo e all'intensità delle trasformazioni ambientali che avvengono nelle aree limitrofe ai frammenti. In questi ultimi si può così assistere a una paradossale "supersatura-

zione” di individui di determinate specie sensibili con conseguenze evidenti a livello di interazioni intra- ed interspecifiche. Può verificarsi, per esempio, un aumento di competizione tra individui conspecifici, nonché un’alterazione della struttura sociale dei gruppi e dei tassi di natalità e mortalità della popolazione. Conseguentemente, a seguito di questi eventi, e dopo qualche tempo, le dimensioni di queste popolazioni possono rapidamente ridursi fino a scomparire su scala locale e regionale (Lovejoy *et al.*, 1986; Saunders *et al.*, 1991; Goss-Custard *et al.*, 2000).

Questo fenomeno è stato ad esempio osservato in alcune specie di uccelli migratori legati agli ambienti umidi durante il periodo di passo e svernamento: queste specie, a causa della loro specializzazione ecologica e della riduzione nel numero e nella superficie degli habitat idonei (aree umide e costiere), tendono a concentrarsi in pochi siti residuali con un gran numero di individui. Questi siti sono stati anche definiti *geographic bottlenecks* (“colli di bottiglia geografici”; Piersma e Baker, 2000) e appaiono strategici nella conservazione di queste specie. L’elevata densità di individui che si riscontra in queste aree può provocare un aumento della competizione per l’uso dello spazio e delle risorse, rendendo queste specie estremamente vulnerabili a eventuali perturbazioni ecologiche e a disturbi antropici locali, anche casuali (persecuzione diretta, trasformazioni repentine dell’habitat, eventi climatici).

Il processo di estinzione

La frammentazione può accelerare i processi naturali di estinzione di popolazioni e specie riducendo la superficie di habitat a disposizione e impedendo o limitando la dispersione tra frammenti di habitat e, quindi, le possibilità di una loro (ri)colonizzazione. Il processo che porta popolazioni e specie all’estinzione è oggetto di attenzione prioritaria da parte di ecologi, biogeografi e biologi della conservazione (Raup, 1994; Davies *et al.*, 2001; si veda anche Bologna, 2000).⁹

Non tutte le specie mostrano la stessa vulnerabilità all’estinzione. In particolare, i tassi di estinzione più elevati sono stati osservati in quei gruppi le cui specie possiedono alcune caratteristiche intrinseche (vedi anche Mace *et al.*, 2001 nonché il

⁹Un interessante analisi sull’argomento è disponibile sui siti dell’IUCN – *International Union Conservation Nature*: <http://iucn.org>; www.redlist.org.

“vortice dell’estinzione” in Gilpin e Soulé, 1986; per una lettura divulgativa sull’argomento: Wilson, 1993), ovvero:

- presentano una qualche forma di rarità¹⁰;
- sono monogame, di grandi dimensioni, con basso tasso riproduttivo e a “lunga vita”, con una complessa struttura sociale, isolate per ragioni ecologiche e biogeografiche. Molte fra queste specie mostrano, in linea generale e sotto il profilo genetico, una eterozigosi media più bassa e sono più vulnerabili all’estinzione (Nevo, 1989);
- sono in rapido declino e/o sono fortemente dipendenti da flussi di individui provenienti da altre popolazioni;
- sono soggette ad una alta variabilità temporale delle dimensioni della popolazione;
- mostrano una scarsa attitudine a disperdersi (scarsa vagilità; *poor disperser species*).

Il rischio di estinzione, che si è visto essere specie-specifico, è inversamente proporzionale alle dimensioni delle singole popolazioni e direttamente proporzionale al loro grado di isolamento (Hanski *et al.*, 1996).¹¹ Così, in aree frammentate, tale rischio aumenta con il diminuire dell’habitat disponibile e con l’aumentare del suo isolamento. Quindi, la probabilità di estinzione di una popolazione può dipendere oltre che dai suddetti fattori intrinseci alle specie anche da fattori estrinseci a queste, come le dimensioni dei frammenti di habitat e la loro collocazione spaziale/geografica. Almeno in linea teorica e generale più piccolo e meno idoneo è il

¹⁰La rarità può essere una condizione intrinseca di alcune specie, riflettendo particolari strategie adattative e la loro storia naturale (vedi, ad esempio, i relitti biogeografici). Esistono diverse forme di rarità (sui tipi di rarità: vedi Rabinowitz cit. in Yu e Dobson, 2000; Ferrari, 2001: 44 e segg.), qui di seguito elencate in sintesi:

- sotto l’aspetto della distribuzione geografica, le specie rare sono quelle che mostrano un areale ristretto e/o occupano un ridotto numero di siti (es., endemiche a scala locale): è stato osservato come le specie che presentano un’ampia distribuzione sono meno soggette al rischio di estinzione rispetto a quelle che mostrano una distribuzione localizzata;
- alcune specie possono essere considerate rare perché risultano presenti con un basso numero di individui in un’area geografica o perché mostrano una bassa densità intrinseca di popolazione (ad esempio, vedi le specie K-selezionate, quelle ad ampio *home range* e/o ad alto livello trofico);
- infine, le specie possono essere considerate rare in quanto stenoecie (specialiste, con nicchia ecologica ristretta). Esistono numerosi indici in grado di esprimere sinteticamente l’ampiezza di nicchia di una specie e quindi il suo grado di stenoecia (si veda, ad esempio, Rolando, 1986). Fra questi, di un certo interesse, figura l’indice di Czekanowski (per una applicazione, si veda Bogliani, 1985) o indice di similarità proporzionale (PS). Esso è calcolabile secondo la formula: $PS = 1 - 0,5 | p_i - q_i |$; dove p_i rappresenta la proporzione della risorsa utilizzata dalla specie e q_i la proporzione della stessa risorsa disponibile. Questo indice valuta la capacità di uso delle risorse rispetto alla loro disponibilità ed oscilla fra 0 (specialista estremo) a 1 (generalista estremo).

frammento, meno individui di quella specie potrà ospitare; inoltre, più esso è isolato, minore sarà il numero di individui che potranno raggiungerlo: in entrambi i casi aumenteranno le probabilità che la popolazione possa estinguersi localmente (Pickett e Thompson, 1978; Saunders *et al.*, 1991).

Sulla base di queste considerazioni si può affermare che, ad una determinata scala, più il grado di frammentazione di un'area si mostra elevato, maggiori saranno le probabilità che determinate specie sensibili potranno essere soggette a scomparsa locale (Kareiva e Wennergren, 1995; Tilman *et al.*, 1994).

La scomparsa locale di singole popolazioni di una data specie può provocare effetti più ampi sulla sua distribuzione a scala regionale (e a livello di metapopolazione; Davies *et al.*, 2001). Tali estinzioni possono provocare, poi, ricadute a livelli ecologici superiori, come quello di comunità (cfr. par. 1.6), con una riduzione del numero di specie originarie, l'alterazione dei rapporti interspecifici, il verificarsi di *turnover* di specie, la modifica dei parametri strutturali biocenotici, come verrà accennato più avanti.

L'effetto lag

Un effetto insidioso legato alla frammentazione è il ritardo con il quale alcune popolazioni possono estinguersi localmente rispetto all'inizio del processo. In altre

¹¹ Per descrivere lo status di una popolazione o di una specie è determinante la conoscenza di alcuni parametri come la distribuzione geografica, la struttura demografica, la dimensione (o il volume) ed in particolare la dimensione effettiva (vale a dire il numero di individui in grado di riprodursi; di seguito indicata con N_e). In popolazioni presenti in frammenti residui di habitat la dimensione effettiva di specifiche popolazioni può risultare molto ridotta.

Fra gli obiettivi delle strategie di conservazione rientra proprio quello di impedire che il valore (indicativo) di N_e sia, in linea generale e tra i vertebrati, inferiore a 50 – 500 individui, e che si mantenga tale per molte generazioni. In linea estremamente generale, una popolazione è a rischio di estinzione se presenta quindi una N_e dell'ordine delle centinaia di individui (Saunders *et al.*, 1991; Randi, 1993; 10-1000 secondo Seal *et al.*, 1989).

Il concetto di Minima Popolazione Vitale (*Minimum Viable Population*; MVP) ha ottenuto grande attenzione da parte dei biologi della conservazione (Seal *et al.*, 1989). Tale concetto, utile per analisi quantitative del rischio di estinzione delle popolazioni, ha lo scopo di valutare il numero minimo di individui che mantengono una popolazione al di fuori dell'azione di fattori casuali (demografici, genetici, ambientali) e che permettono una sua sopravvivenza in tempi lunghi (95 % di probabilità di sopravvivenza per almeno 100 anni: Durant, 2000; si veda anche Gilpin e Soulé, 1986). Tale valore varia da specie a specie e, in seno alla stessa specie, può variare nel tempo e in diverse circostanze.

Il processo con il quale si ricava il valore della Minima Popolazione Vitale è detto PVA (*Population Viability Analysis*). Attraverso questa analisi è possibile stimare la probabilità di persistenza di una popolazione prendendo in esame tutti i fattori di rischio che possono influenzarla, anche attraverso la simulazione di processi stocastici, non prevedibili (Randi, 1993; Durant, 2000). Per un esempio italiano di analisi della probabilità di sopravvivenza a medio termine di alcune specie di anfibi si veda Balletto e Giacomini (1993).

parole, alcune popolazioni presenti con un ridotto numero di individui e come tali non vitali possono comunque sopravvivere a lungo nei frammenti a causa della particolare longevità degli stessi, mostrando una risposta al processo alcune generazioni dopo il suo avvio (*lag effect*; Tilman *et al.*, 1994).

Per quel che riguarda questo specifico argomento, esistono alcuni interessanti studi. In alcune aree forestali delle regioni temperate e tropicali è stato, per esempio, stimato un ritardo da 50 a 400 anni tra la distruzione (e frammentazione) di habitat e l'estinzione di alcune specie (Tilman *et al.*, 1994). Tale ritardo è stato anche osservato in frammenti forestali del Kenya su alcune specie di uccelli (Brooks *et al.*, 1999). Anche per gli invertebrati esistono alcuni dati in proposito: tra gli Odonati Corduliidae, una piccola popolazione di *Oxygastra curtisi* nella Gran Bretagna meridionale è scomparsa definitivamente dopo 140 anni trascorsi dall'isolamento del proprio habitat (cfr. Mason *et al.*, 2002). Altri esempi sono noti per alcuni paesaggi urbanizzati, anche italiani (si vedano, ad esempio, Zapparoli, 1997; Zilli, 1997; Zapparoli, 2002a sulla scomparsa progressiva e dilazionata nel tempo di alcune specie di insetti in isole di habitat inserite nella matrice urbana di Roma; si veda anche il concetto di *relaxation faunas* a livello di comunità in par. 1.6).

Scoccianti (2001), riportando alcuni studi sugli effetti delle infrastrutture viarie su alcune specie di anfibi nordamericani, sottolinea come le conseguenze a livello di popolazione potevano manifestarsi anche decenni dopo la loro realizzazione. Ciò può essere imputato alle dimensioni delle popolazioni, ancora relativamente grandi al momento della realizzazione delle opere artificiali, ed alla vita media individuale delle specie studiate, relativamente lunga.

Riguardo ai grandi mammiferi, Posillico *et al.* (2002) sottolineano come nell'Orso bruno (*Ursus arctos*) eventuali variazioni demografiche negative possono restare mascherate per anni a causa della durata della vita media, stimata in oltre 20 anni, e dell'ampio *home-range* di cui necessitano gli individui di questa specie.

L'effetto "ritardo" mostra come la semplice presenza di determinate specie in paesaggi frammentati può non significare uno stato di conservazione favorevole ed una loro persistenza in tempi lunghi. Come affermato da Mace *et al.* (2001) e da Tilman *et al.* (1994), le popolazioni di queste specie rappresentano un "debito di estinzione" (*extinction debt*), ovvero un futuro costo ecologico che dovrà essere considerato e la cui intensità sarà proporzionale al grado di distruzione (e frammentazione) degli ambienti naturali. La distanza temporale che intercorre tra i due eventi di frammentazione-estinzione (causa-effetto) può, quindi, rivelarsi insidiosa per chi studia gli effetti del processo di frammentazione. La sola analisi della distribuzione spaziale per determinate specie sensibili può infatti portare ad una sottova-

lutazione di tali effetti, fornendo un falso senso di sicurezza e provocando errori di valutazione (Kareiva e Wennergren, 1995).

Sulla base di queste considerazioni è quindi importante ricordare come le strategie di conservazione dirette a determinate specie sensibili dovrebbero analizzare e monitorare oltre che la loro presenza/assenza in un determinato periodo temporale ed ambito spaziale, anche alcune caratteristiche della specie (es. parametri demografici) così da permettere l'elaborazione di predizioni riguardanti la loro vitalità in tempi lunghi (Saunders *et al.*, 1991).

1.6 Effetti a livello di comunità

I parametri che descrivono la struttura e la dinamica delle comunità biologiche (ad esempio, la Ricchezza specifica, l'Equipartizione, la Diversità) possono essere influenzati dal processo di frammentazione (Diamond, 1975; Orians e Soulé, 2001).¹

E' stato già accennato come, in linea generale, il numero di specie risulti direttamente correlato alla superficie disponibile, oltre che nelle isole propriamente dette, anche in frammenti di habitat terrestri (cfr. par. 1.2). A scala di paesaggio, inoltre, è stato osservato come sotto una certa estensione di habitat disponibile (in via generale, pari al 10-30 % della superficie originaria) si possa assistere ad un rapido decremento della Ricchezza in specie e alla alterazione di alcuni parametri di comunità (Andrés, 1994; in Italia, ciò è stato anche recentemente rilevato da Santolini *et al.*, 2003, in alcune comunità ornitiche legate ad ambienti forestali). L'individuazione di un valore soglia sotto il quale specie e comunità possono essere influenzati dal processo di frammentazione è di estrema importanza nelle strategie a livello territoriale (Fig. 3).

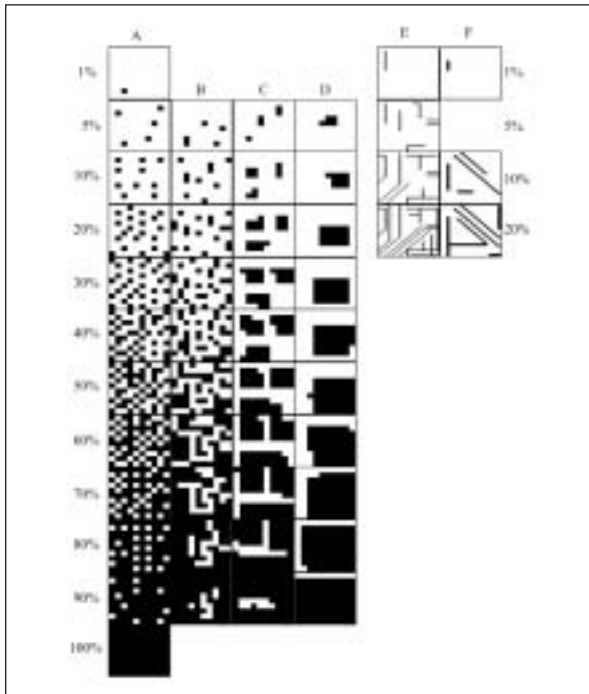


Figura 3. Griglia schematica per la valutazione della percentuale di copertura degli elementi arborei e arbustivi in un paesaggio (da Scheda MITO 2000 – Monitoraggio Italiano Ornitologico; Ministero dell’Ambiente – Università di Milano Bicocca – Università della Calabria – CISO – FaunaViva; per gentile concessione: L. Fornasari). Questa griglia è utile per visualizzare in modo esplicito la soglia del 10-30 % di copertura relativa di una determinata categoria di uso/copertura del suolo/habitat sotto la quale alcune specie sensibili di uccelli e mammiferi possono mostrare effetti legati alla frammentazione (Andrés, 1994; vedi testo). A parità di copertura le colonne (A, B, C,...) indicano una aggregazione delle celle di tipo differente.

¹ Per una revisione di alcuni indici comunemente utilizzati in ecologia delle comunità (Indici di Hill, Shannon, Simpson, ecc.) vedi i classici testi di ecologia generale (Odum, 1988: 357 e segg.; Begon *et al.*, 1989: 573 e segg.; si vedano anche Ganis, 1991; Contoli, 1995; Ferrari, 2001; Farina, 2001: cap. 20).

Gran parte degli ecosistemi forestali e umidi presenti in aree di pianura e costiere mostrano in Italia un carattere residuale. Per fare un esempio, in Provincia di Roma, ad eccezione di alcune aree forestali che mostrano ancora una certa estensione (Fig. 4), gran parte di quelle residue risultano costituite da frammenti isolati e di ridotte dimensioni. In alcuni settori (ad esempio, l'area Anzio-Nettuno e quella dei monti Cornicolani) la superficie forestale residua a scala di paesaggio si mostra ben al di sotto della soglia prima menzionata (pari al 2-5 % su circa 200 kmq). In queste condizioni, benché siano presenti comunque singole aree forestali di considerevole estensione (rispettivamente, Bosco del Foglino: circa 500 ettari; Macchia di Gattaceca: circa 300), molte fra le specie di uccelli forestali sensibili a questa soglia di disponibilità di habitat possono estinguersi localmente o essere presenti con popolazioni localizzate e, presumibilmente, non vitali (al limite, singoli individui o coppie; cfr. Frank, in prep.; Lorenzetti, 2003; Taffon, 2004).

Anche l'indice di Diversità può mostrare un legame con la superficie di habitat residua (Fig. 5). Gli effetti della frammentazione sull'indice di Diversità e sulle sue componenti possono essere esplicitati attraverso i diagrammi rango/abbondanza e rango/frequenza (Odum, 1988; Begon *et al.*, 1989; Ganis, 1991). E' noto come essi riflettano le condizioni ecologiche delle comunità (in termini di numero di specie, ripartizione delle frequenze e delle dominanze, ecc.) indotte da stress naturali e antropogenici, tra cui quelli conseguenti il processo di frammentazione (Fig. 6).



Figura 4. Scorcio della Tenuta Presidenziale di Castelporziano. Area forestale di estensione relativamente ampia e con un certo grado di eterogeneità nei pressi di Roma (cfr. Scarascia Mugnozza, 2001). In quest'area sono presenti, con popolazioni isolate, specie altrove scomparse nelle aree limitrofe. Foto dell'autore/A.Zocchi.

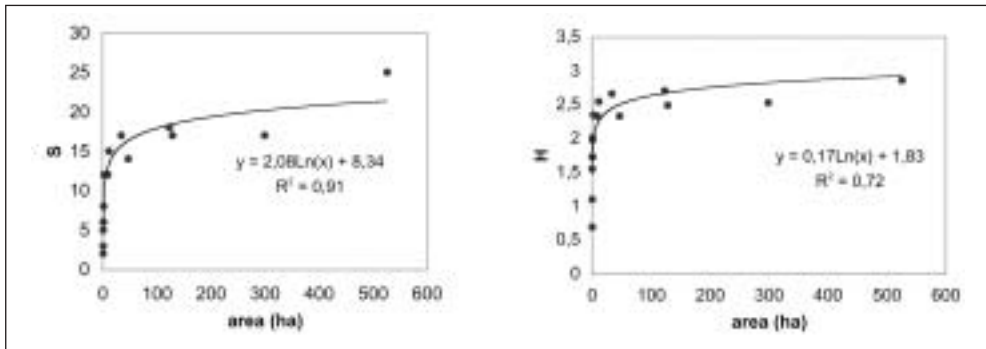


Figura 5. Effetti della superficie del frammento a livello di parametri di comunità (Ricchezza di specie di uccelli nidificanti e indice di Diversità di Shannon). Area di studio Anzio-Nettuno (Roma, 16 frammenti forestali studiati; Frank e Battisti, in prep.). L'area di studio, corrispondente alla antica Selva di Nettuno, ha subito una recente e massiccia deforestazione (per una cartografia storica della frammentazione in questa area, si veda Ceschin et al., 2003).

Si notino la saturazione dei valori nei frammenti al di sopra dei 100 ettari di superficie in entrambi i parametri, con un diverso andamento delle curve (per una trattazione relativa al confronto fra parametri di comunità; si veda Odum, 1988).

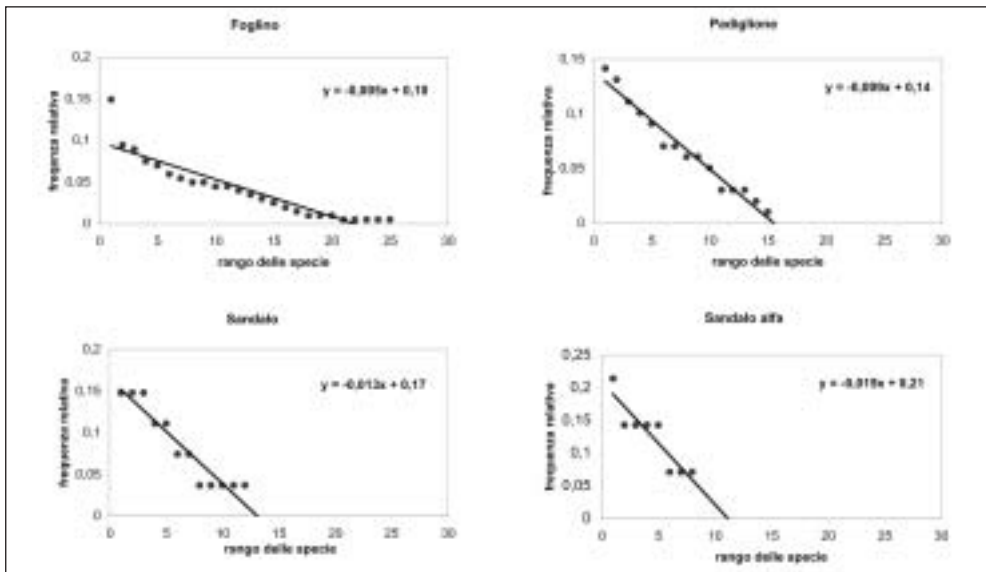


Figura 6. Effetti della frammentazione a livello di comunità. Diagrammi rango/frequenza relativa (cfr. Odum, 1988; Begon et al., 1989; Ganis, 1991 per una descrizione) relativi alle comunità di uccelli nidificanti in 4 frammenti forestali dell'area Anzio-Nettuno (Roma; periodo riproduttivo 2003; metodo del transetto lineare; Frank e Battisti, in prep.) in ordine di area decrescente (Foglino > 100 ha; Padiglione; 11-100; Taglio del Sandalo 1-10; Sandalo "alfa" < 1). In ascissa il rango delle specie (da 1 a n), in ordinata il valore della frequenza relativa (n. individui di ciascuna specie/numero individui totali della comunità). L'aumento di pendenza delle rette è tipico di comunità sottoposte a stress naturali o antropogenici. Frammenti forestali di dimensione ridotta mostrano un minor numero di specie, una maggiore proporzione di specie dominanti (frequenza relativa > 0,05) ed un aumento del coefficiente angolare della retta relativa (della pendenza), che assume un andamento "a scalini".

Nelle fasi iniziali del processo di frammentazione si può osservare, in linea generale, un aumento temporaneo del numero di specie nei frammenti residui a causa della formazione di nuovi habitat marginali (*edge habitat*). In tali ambienti si possono infatti insediare specie generaliste (euriecie, alcune delle quali definibili *edge species*; si veda, fra gli altri, Bellamy *et al.*, 1996b) gran parte delle quali provenienti dalla matrice antropizzata limitrofa. Tali specie possono, quindi, aumentare in numero e in abbondanza nei frammenti residui di habitat (tale effetto è noto anche come *community spillover* dalle tipologie ambientali adiacenti; Saunders *et al.*, 1991). Queste specie sono in grado di trarre vantaggio dalla eterogeneità ambientale prodotta dalla frammentazione e sono quasi sempre caratterizzate da un'alta capacità dispersiva. Esse possono, inoltre, competere per l'uso dello spazio e delle risorse ed esercitare una forte pressione di predazione sulle specie originarie creando marcati squilibri a livello di comunità (Harris e Silva-Lopez, 1992; Bennett, 1999).

La progressiva scomparsa di specie sensibili a causa della frammentazione ambientale è stato definito *relaxation* e può avvenire con un certo ritardo rispetto all'inizio del processo (Lomolino, 2000; vedi anche quanto accennato fra gli effetti a livello di popolazione e l'effetto *lag* in par. 1.5).

La riduzione del numero delle specie originarie, sensibili al processo, e l'incremento di quelle legate a habitat marginali provoca una sostituzione, o *turnover*, di specie nei frammenti residui che può avvenire gradatamente e in periodi di tempo relativamente lunghi (Spellerberg e Sawyer, 1999).

Tale *turnover* può provocare una serie di effetti anche a diversi livelli trofici. Tra gli insetti, ad esempio, la trasformazione e frammentazione degli ambienti naturali ha provocato, in molte aree, la scomparsa delle specie più specialiste, dei livelli trofici superiori, quali i predatori, a scapito di quelle onnivore, più generaliste (ad esempio, tra i Coleotteri Carabidi, si veda Brandmayr, 2002). Analoghi esempi sono reperibili per altri gruppi.

Soulé *et al.* (1988) hanno coniato il termine *meso-predator release* per indicare, tra i mammiferi, l'aumento di predatori di media taglia, onnivori e generalisti, dovuto ad una scomparsa dei predatori dominanti in aree frammentate urbane e suburbane degli Stati Uniti. L'incremento di questi meso-predatori (nello studio rappresentati dal Procione, *Procyon lotor*, dalla Volpe, *Vulpes vulpes* e dai gatti ferali) ha provocato un incremento di mortalità nelle specie di uccelli nidificanti a terra che vengono maggiormente predate fino a subire estinzioni locali.

Con la scomparsa delle specie sensibili si possono innescare effetti a livello di comunità con estinzioni secondarie di specie ad esse collegate ecologicamente (effetto definito a "cascata"; cfr. Pimm, 1986). Inoltre alcune relazioni interspecifiche complesse come il parassitismo, la predazione e il mutualismo possono venire alte-

rate in modo irreversibile. A tal proposito risulta particolarmente insidiosa la scomparsa di specie chiave (*keystone species*) (si veda Wilcox e Murphy, 1985). In letteratura sono noti molti esempi a riguardo. Uno fra questi, degno di nota, riguarda il ruolo ecologico delle formiche legionarie (*army ants*, tra cui *Eciton burchelli*) nei confronti di circa 50 specie di uccelli ad esse troficamente correlate (Boswell *et al.*, 2000).²

Un esempio di effetto a cascata è quello recentemente osservato a seguito della frammentazione nella foresta amazzonica centrale. In questa area geografica è stato rilevato come alcune specie di insetti stercorari non riescano a superare poche decine di metri deforestati a causa del contrasto microclimatico tra i frammenti residui di foresta, loro habitat originario, e le aree limitrofe. Tali discontinuità possono quindi agire da barriera ai movimenti per questi animali. Questi insetti sono noti per il loro ruolo ecologico nel distruggere nematodi ed altri parassiti intestinali dispersi dai mammiferi attraverso gli escrementi. Come conseguenza della riduzione e scomparsa locale degli stercorari a seguito dell'isolamento, questi parassiti possono così diffondersi con effetti a cascata che vanno al di là dell'estinzione delle singole specie di insetti (cfr. quanto riportato da Farina, 2001).

Un altro esempio riguarda la scomparsa di alcune specie di insetti dalle aree di margine delle aree forestali residue che ha portato alla riduzione in abbondanza di un loro predatore, l'uccello migratore neotropicale (*Seiurus aurocapillus*) in molte aree del Nord America (Robinson, 1998).

Per quanto riguarda le specie vegetali, Brokaw (1998), riportando studi effettuati in Belize e Venezuela, ha notato come, in frammenti forestali residui di ridotte dimensioni, la densità di individui appartenenti ad alcune specie arboree risultava inferiore a quella rilevabile in aree non frammentate. Ciò è, probabilmente, da imputare ad un effetto a cascata che interessa comunità sia vegetali sia animali. Infatti, in seguito alla frammentazione, alcune specie animali che mostrano una scarsa attitudine a disperdersi (*poor dispersers*, come grandi mammiferi ed alcuni uccelli) possono essere presenti nei frammenti residui con frequenza inferiore rispetto alle aree non frammentate. Alcune fra queste specie animali comprendono nella loro dieta i frutti e i semi delle specie arboree in questione che, grazie a questo legame

² I cambiamenti nella presenza o nell'abbondanza di una specie che influenzano un'altra specie ad un altro livello trofico sono state definite "cascate trofiche" (Debinski e Holt, 2000). Un esempio può essere quello relativo alla estinzione locale di alcune specie di lepidotteri dovuto sia all'isolamento delle popolazioni che alla scomparsa delle piante nutrici: vedi quanto indicato da Zilli (1997) riguardo alla scomparsa da Roma di *Zerynthia polyxena*, relegata attualmente a poche ed isolate stazioni ove è presente la sua pianta nutrice (*Aristolochia rotunda*). Altri esempi sono riportati nel testo.

trofico, possono essere in tal modo dispersi. La riduzione in abbondanza di alcune specie vegetali può essere, quindi, ecologicamente ricondotta alla riduzione in numero e/o alla scomparsa di alcune specie animali che risentono della frammentazione. Si può quindi assistere in questo caso ad un *turnover* nelle comunità vegetali che interessa prevalentemente specie a dispersione zoocora.

Esistono molti altri esempi analoghi. Serio-Silva e Rico-Gray (2002) hanno osservato, in foreste tropicali del Messico, un legame tra la frammentazione forestale, l'attività di foraggiamento di un primate, l'Aluatta dal mantello del Messico (*Alouatta palliata mexicana*) e l'alterazione dei tassi di germinazione e dispersione dei semi di alcune specie arboree che costituiscono una delle sue fonti alimentari. Debinski e Holt (2000) e Davies *et al.* (2001) hanno riportato come alcune specie di lepidotteri tendano a visitare i fiori con minor frequenza se questi ultimi sono presenti in frammenti isolati. Ciò può provocare una alterazione del regime di impollinazione, con effetti a cascata sulla diversità vegetale. Dobson *et al.* (1999) accennano, infine, alle complesse relazioni tra le specie arboree tropicali del genere *Ficus* e i loro specializzati insetti impollinatori: una alterazione nei tassi di dispersione di questi insetti conseguenti a trasformazioni ambientali indotte dall'uomo può provocare così un effetto a cascata su alcune componenti delle comunità vegetali.

1.7 Effetti a livello di ecosistema e di paesaggio

Gli effetti della frammentazione interessano sia la componente biotica che quella abiotica degli ecosistemi (Reed *et al.*, 1996; Saunders *et al.*, 1991). La struttura e il funzionamento degli ecosistemi residui in aree frammentate sono influenzati da numerosi fattori di tipo fisico, spaziale, ecologico agenti sia alla scala dei singoli frammenti sia a quella di paesaggio (Forman e Godron, 1986).

A tal proposito, Saunders *et al.* (1991) in una revisione generale sui molteplici effetti della frammentazione a livello di ecosistema, hanno sottolineato come la rimozione della vegetazione originaria può, ad esempio, provocare una modifica nella capacità di intercettare l'acqua piovana oltre che nel tasso di evapotraspirazione, influenzando così l'umidità del suolo nei frammenti residui. I marcati cambiamenti che gli ecosistemi subiscono come conseguenza della frammentazione possono poi riflettersi sui processi ecologici e sulla funzionalità dell'intero mosaico di paesaggio (Fig. 7).

Gli effetti a scala di paesaggio comprendono l'alterazione delle dinamiche individuali, caratteristiche delle singole specie, come conseguenza delle trasformazioni indotte dalla frammentazione.



Figura 7. Mosaico paesistico presso la macchia di Gattaceca (Mentana, Monterotondo; Roma; matrice: agricola; frammenti forestali: querceti decidui). Foto: A. Guidi.

La riduzione in superficie dei frammenti e l'aumento della distanza fra essi, possono infatti influenzare marcatamente le dimensioni delle popolazioni e i movimenti degli organismi a scale differenti che possono diminuire fino a divenire, in alcuni casi, nulli (Celada, 1995; Davies *et al.*, 2001). Le modalità con le quali gli individui si muovono nel mosaico di paesaggio è, infatti, in gran parte funzione oltre che delle caratteristiche individuali (es., sesso, età, dimensioni corporee), di popolazione (es., densità) e intrinseche delle diverse specie, anche di fattori ambientali estrinseci, legati alla configurazione spaziale dell'ecomosaico (Fahrig e Merriam, 1994; Hanski, 1994a; cfr. par. 1.4). E' anche per questo che, secondo questa chiave di lettura, le strategie di pianificazione e i programmi di conservazione di popolazioni, comunità, ecosistemi non possono essere affrontati ad un livello di scala inferiore al paesaggio (Terzi, 2000).

I frammenti residui

L'area dei frammenti, la loro forma, grado di isolamento, le caratteristiche fisionomico-strutturali, la "qualità" ambientale e la collocazione spaziale nel mosaico paesistico sono alcuni dei fattori che possono influenzare sia la componente biotica sia quella abiotica presente nei frammenti stessi. Questi frammenti possono essere consi-



Figura 8. Frammento forestale (*querceto deciduo*).

¹ In realtà, come ribadito da Contoli (2001b), non è corretto definire i confini degli ecosistemi solo sulla base della nostra percezione. Benché più complesso, sarebbe opportuno definire gli stessi, oltre che su base topografica-strutturale, anche sotto il profilo funzionale.

derati, in linea generale ed in modo semplificato, come unità ecosistemiche (Fig. 8).¹

Gli effetti dei parametri area e isolamento sulla componente biotica sono stati, in parte, già accennati in precedenza (cfr. par. 1.2).

Frammenti ecosistemici di grandi dimensioni offrono una maggiore diversità di habitat, una maggior disponibilità di risorse e possono supportare popolazioni numericamente più grandi rispetto a frammenti di dimensione inferiore. A livello di comunità si è già accennato al fatto che il numero di specie totali e, in particolare, il numero di quelle sensibili, originarie delle tipologie ambientali frammentate, risultano, il più delle volte, strettamente e significativamente correlate alla superficie del frammento (Diamond, 1975; Saunders *et al.*, 1991).

La forma dei frammenti è un altro fattore che può influire sulle dinamiche biologiche favorendo o sfavorendo quelle specie che risentono in misura differente dell'effetto margine (Saunders *et al.*, 1991; cfr. par. 1.8). La forma, quantificabile secondo diversi indici (cfr. Spellerberg e Sawyer, 1999; Farina, 2001), è un rapporto tra le variabili perimetro ed area (o tra *edge/interior* habitat) dei frammenti. Tali indici risultano più elevati in frammenti di piccole dimensioni o di forma allungata e/o sottile che presentano quindi una superficie proporzionalmente maggiore di ambienti marginali.

La "qualità" ambientale può influire riducendo l'idoneità ecologica nei frammenti residui di habitat per determinate specie. Incendi e ceduzione in aree forestali, stress ecologici dovuti a abbassamento della falda freatica o a oscillazioni repentine del livello delle acque in aree umide sono alcuni dei disturbi antropogenici che possono assumere un carattere "catastrofico" in ecosistemi residui presenti in paesaggi frammentati (si veda anche Saunders *et al.*, 1991).

Infine, è opportuno ricordare come la posizione di un frammento nel mosaico ed il suo grado di isolamento rispetto sia ad altri frammenti che ad aree non frammentate possano influenzare alcuni processi determinanti come la dispersione (cfr. par. 1.4).

La matrice

In paesaggi frammentati, i flussi di materia e di energia che interessano gli ecosistemi residui possono progressivamente risentire della matrice circostante trasformata dall'uomo, finché essi vengono ad essere quasi prevalentemente controllati da quest'ultima (Harris e Silva-Lopez, 1992; Reed *et al.*, 1996). La matrice trasformata, in funzione della propria tipologia e delle proprie caratteristiche morfologiche, strutturali ed ecologiche (ad esempio, se agroforestale, urbana, infrastrutturale),

può influenzare in maniera significativa la fauna, la vegetazione e le condizioni ecologiche interne ai frammenti (Janzen, 1986; Wilcove *et al.*, 1986; Bright, 1993).

In estrema sintesi, la matrice può:

- determinare il tipo e l'intensità ("severità") dell'effetto margine nei frammenti residui (si veda Saunders *et al.*, 1991; cfr. par. 1.8);
- fungere da area "sorgente" (*source*; Pulliam, 1988) per specie generaliste, potenzialmente invasive dei frammenti, fornendo loro una serie di potenzialità ecologiche (spazio, risorse, ecc.);
- fungere, viceversa, da area "gorgo" (*sink*) per quelle specie più stenoecie, legate agli habitat originari ancora presenti nei frammenti residui (come, ad esempio, le specie definite "interne" o *interior*; sensibili all'effetto margine e legate a condizioni ecologiche rinvenibili prevalentemente solo nella porzione più interna ai frammenti; Wilcove *et al.*, 1986; Villard, 1998; Soulé e Orians, 2001; si veda anche Massa e Ingegnoli, 1999);
- agire da barriera parziale o totale alle dinamiche dispersive di alcune specie influenzando i movimenti individuali e tutti quei processi che avvengono tra frammenti (Soulé e Orians, 2001). E' stato tra l'altro osservato come i movimenti degli individui attraverso la matrice possano ridursi o cessare del tutto quando la fisionomia e la struttura della vegetazione che la caratterizzano si differenzia nettamente da quella dei frammenti residui (Davies *et al.*, 2001). L'effetto barriera provocato dalla matrice è strettamente specie-specifico e, conseguentemente, differenti tipologie di matrice presenteranno una permeabilità differente che dipende dalle specie (per la definizione del concetto di biopermeabilità cfr. par. 1.9).



Figura 9. Margine foresta/area aperta. Foto: A. Guidi.

1.8 Effetti interni ed esterni ai frammenti

Due tipi di processi influenzano la distribuzione e l'abbondanza delle popolazioni di specie sensibili in paesaggi frammentati. Essi operano sia alla scala dei frammenti residui di habitat che a scala di paesaggio e sono stati definiti da Davies *et al.* (2001), rispettivamente, processi *intra-* e *between-fragment*. Tra gli effetti osservabili alla scala del singolo frammento merita un approfondimento l'effetto margine.

L'effetto margine

Il dibattito scientifico sulla frammentazione ha focalizzato l'attenzione sul ruolo che questo processo provoca sulle componenti spaziali degli habitat residui (es. superficie, isolamento, forma, ecc.), nonché su altri fattori e processi osservabili a scala più ampia (dispersione, dinamiche di metapopolazione, ecc.). E' stato tuttavia sottolineato come sia estremamente necessario analizzare anche quei cambiamenti che avvengono internamente ai frammenti, i quali sembrano essere più importanti nel breve periodo rispetto all'alterazione di quei fattori e processi prima accennati che invece mostrano effetti su tempi generalmente più lunghi (Saunders *et al.*, 1991; Davies *et al.*, 2001). Una delle conseguenze della frammentazione riguarda infatti proprio l'alterazione della "qualità" ambientale internamente ai frammenti residui indotta dai disturbi provenienti dalla matrice trasformata limitrofa (Harris e Silva-Lopez, 1992).

Con il termine generico di "effetto margine" (*edge effect*) si intendono una serie di effetti fisico-chimici ed ecologici riscontrabili nelle aree di contatto e limitrofe fra tipologie ambientali differenti. Tali effetti sono il risultato delle interazioni fra tipologie ambientali adiacenti separate da una brusca zona di transizione (ad esempio di tipo floristico-vegetazionale o strutturale; *abrupt transition*; cfr. Scoccianti, 2001) e sono di tipo deterministico (Davies *et al.*, 2001)(Fig. 9).¹

¹E' opportuno distinguere, in questa sede, gli ecotoni naturali da quelli di origine artificiale. Gli ecotoni naturali sono ambienti di transizione tra ambienti naturali (ad esempio, a diverso stadio successionale). Gli ecotoni artificiali si formano in seguito a frammentazione antropogenica e si situano in zone di margine o tensione tra frammenti o tra frammenti e matrice (Farina, 2001: 192). In entrambi i casi, ecotoni naturali o artificiali mostrano, il più delle volte, effetti su alcune componenti della diversità (per esempio, inducendo un aumento di Ricchezza; Odum, 1988: 375).

Queste aree di contatto, individuabili su scale differenti, possono mostrare condizioni ecologiche particolari. Almeno in linea generale, la loro superficie aumenta in modo considerevole come conseguenza della frammentazione. Alcuni Autori ritengono addirittura che i disturbi legati alle aree di margine possano costituire una porzione significativa degli effetti totali della frammentazione sulla biodiversità (Reed *et al.*, 1996). L'effetto margine induce nei frammenti una trasformazione della struttura vegetazionale, del microclima, della copertura del suolo che provoca, a sua volta, effetti diretti, indiretti e specie-specifici sulla distribuzione e abbondanza delle specie animali e vegetali (Laurance e Yensen, 1991; Schonewald-Cox e Buechner, 1992). Sisk *et al.* (1997) hanno definito la risposta specie-specifica all'effetto margine come "il *pattern* di cambiamento nella densità di popolazione di alcune specie all'aumentare della distanza dal margine".

L'entità di tale effetto dipende da una serie di fattori quali la tipologia ambientale del frammento, quella della matrice paesistica nella quale esso è inserito, il tipo e il grado di frammentazione ed il tempo intercorso dall'inizio di questo processo (Davies *et al.*, 2001).

Nelle aree di margine possono intervenire cambiamenti microclimatici (luce, temperatura, vento), biologici ed ecologici che amplificano così le conseguenze della frammentazione. Tra questi se ne possono elencare alcuni, quali il cambiamento nel tasso di germinabilità e di sopravvivenza dei semi, l'invasione di specie alloctone, l'aumento del tasso di predazione e della competizione da parte di specie provenienti dalla matrice su altre specie, più sensibili, presenti nei frammenti, ecc..

A causa dell'effetto margine, un frammento residuo può essere quindi ulteriormente suddivisibile in un settore interno, ove gli effetti dovuti alla matrice esterna non intervengono o agiscono in misura minima (nucleo o *interior area*) e in un area marginale, di transizione con la matrice trasformata dall'uomo (margine o *edge area*) (Sisk *et al.*, 1997; Bennett, 1999)(Fig. 10). L'estensione dell'area marginale è proporzionale alla lunghezza del perimetro dei frammenti e dipende dalla percezione eco-etologica che le diverse specie possono avere dei disturbi provenienti dalla matrice ambientale limitrofa e della "qualità" ambientale al margine. Frammenti con rapporto perimetro/area elevato (ad esempio di piccole dimensioni o con perimetro irregolare), presentano una proporzione maggiore di ambienti marginali cosicché i disturbi connessi all'effetto margine potranno interessare un più ampio settore del frammento rispetto ad altri che mostrano, invece, un rapporto inferiore. Quindi, in tali condizioni, popolazioni sensibili presenti in piccoli

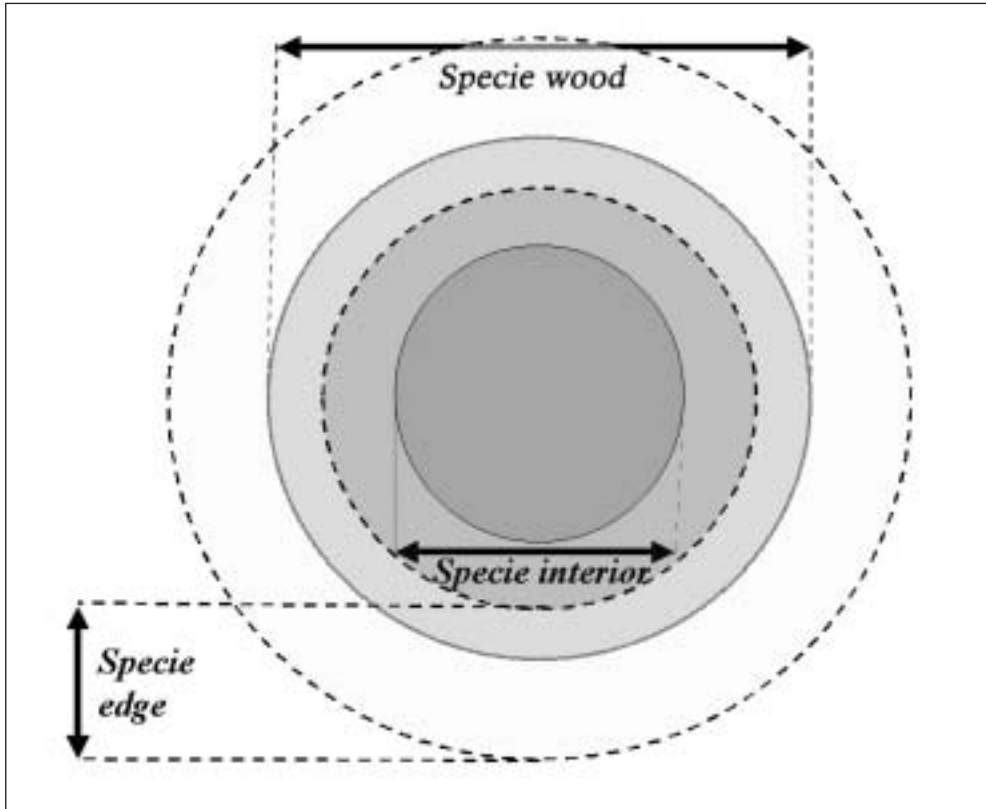


Figura 10. Rappresentazione schematica dei settori di un frammento forestale potenzialmente idonei a diverse categorie ecologiche di specie sulla base della loro sensibilità alla qualità ambientale e all'effetto margine: "interne" (interior), forestali in senso lato (wood), marginali (edge; da Sisk et al., 1997; modif.).

frammenti potranno disporre di una superficie ancora più ridotta di habitat idoneo (Davies *et al.*, 2001).

Alcune tipologie ecosistemiche (ad esempio fasce boschive ripariali), naturalmente di forma lineare, mostrano uno sviluppo maggiore lungo una dimensione: conseguentemente gli individui appartenenti a determinate specie sensibili, che utilizzano questi frammenti come habitat o via di dispersione, saranno più esposti ai disturbi provenienti dalla matrice ed all'effetto margine.

Nei frammenti forestali sottoposti a ceduzione si assiste ad un marcato cambiamento della densità delle piante, della loro copertura e del diametro medio: tale frammentazione "a grana sottile" (classificabile come riduzione di "qualità") provoca evidenti cambiamenti di tipo strutturale, floro-faunistico e vegetazionale, ecologico in senso lato (ad esempio, microclimatico) con

un aumento della superficie complessiva sottoposta a condizioni di marginalità (Fig. 11).



Figura 11. Area forestale ceduata. Foto: A. Guidi.

Saunders *et al.* (1991) hanno analizzato, in una loro revisione, i diversi aspetti legati all'effetto margine che vengono di seguito riportati in modo sintetico.

Effetti sulla componente abiotica

I cambiamenti osservabili ai margini tra frammenti residui e matrice trasformata possono avere profondi effetti sulla componente abiotica a differenti livelli ecologici (Debinski e Holt, 2000).

Tra gli effetti fisici legati a condizioni di margine si possono elencare l'alterazione dei flussi di radiazione solare, di intensità del vento e del ciclo dell'acqua. La radiazione solare lungo i margini aumenta con la rimozione della vegetazione naturale e le temperature dell'aria possono essere significativamente più elevate al margine rispetto all'interno dei frammenti. Ciò provoca un aumento delle temperature durante il giorno e un abbassamento nelle ore notturne con conseguenti maggiori escursioni termiche sugli orizzonti superficiali del suolo. I cicli dei nutrienti possono essere influenzati da questo aumento di temperatura del suolo che può provocare effetti sui microrganismi, sulla Ricchezza e sull'abbondanza degli invertebrati, nonché sull'attività di decomposizione della lettiera. Il cambiamento nel flusso di radiazione termica può inoltre influenzare anche la fauna di maggiori dimensioni alterando la disponibilità e la collocazione delle risorse, sia nello spazio che nel tempo, con effetti sui meccanismi di competizione, predazione e parassitismo.

A causa dell'effetto margine il trasporto dei gas atmosferici nei frammenti può essere modificato. L'esposizione al vento, soprattutto lungo i margini dei frammenti forestali dove non viene schermato dalla struttura arboreo-arbustiva, può provocare un danneggiamento fisico della vegetazione ed una modificazione del tasso di evapotraspirazione, con riduzione dell'umidità ed un incremento del disseccamento, almeno in alcune specie vegetali. Un'altra delle conseguenze legate alla maggiore esposizione al vento può essere l'aumento del rischio di caduta di alberi vicino al margine di aree recentemente frammentate. Tali piante, infatti, possono aver sviluppato apparati radicali in assenza di un margine forestale e, quindi, possono risentire negativamente delle nuove condizioni venutesi a creare. L'aumento di turbolenza dell'aria che si riscontra al margine dei frammenti può, inoltre, influenzare il successo riproduttivo negli uccelli, l'attività di volo e altri aspetti comportamentali (es. attività canora) a causa del movimento più marcato degli strati arborei superiori.

Le specie vegetali anemocore subiranno ovviamente, in modo più marcato, gli effetti di tali modifiche nell'intensità e nelle dinamiche dei venti: ad esempio, i se-

mi di alcune specie invasive a dispersione anemocora potranno essere depositati internamente ai frammenti anche ad una certa distanza dal margine.

La frammentazione può provocare anche l'alterazione del regime delle acque e di varie componenti del ciclo idrologico con conseguenze anche molto evidenti al margine dei frammenti (es. differente capacità nell'intercettare l'acqua piovana, nell'evapotraspirazione, nel tasso di umidità del suolo fra le porzioni marginali del frammento e quelle più interne).

In ogni caso, l'intensità di molti fra gli effetti collegati al margine dipenderà molto da quella che viene definita "severità del margine" (Saunders *et al.*, 1991), legata al contrasto strutturale fra gli ambienti: in aree di transizione bosco/aree aperte, strutturalmente molto differenti, gli effetti saranno più marcati rispetto a zone di transizione bosco-vegetazione secondaria-arbusteto (si veda anche Wilcove *et al.*, 1986).

Effetti sulla componente biotica

Molte delle conseguenze legate all'effetto margine riguardano, direttamente o indirettamente, la componente biotica e la loro analisi rientra tra i temi affrontati dalla Biologia della Conservazione. Gill e Sutherland (2000) hanno studiato l'argomento relativamente agli effetti sul comportamento animale.

Si è accennato in precedenza al fatto che i cambiamenti chimico-fisici ai margini dei frammenti possono influenzare le condizioni edafiche e quindi la presenza e abbondanza di artropodi e altri invertebrati che costituiscono un importante livello trofico nelle comunità. Tali alterazioni possono innescare effetti a cascata sui consumatori primari e secondari (ad esempio, influenzando la presenza di specie di uccelli insettivori lungo le aree marginali; Villard, 1998).

Inoltre, in aree di margine, le specie generaliste e opportuniste provenienti dalla matrice possono esercitare una forte pressione di competizione o di predazione sulle specie definite *interior* le quali mostrano, invece, una nicchia ecologica ristretta e una ridotta capacità dispersiva (Schonewald-Cox e Buechner, 1992).

Numerosi sono gli studi che sono stati condotti, per quanto concerne questo aspetto. Per quanto riguarda gli uccelli, l'attività di predazione e di parassitismo dei nidi su alcune specie nidificanti è stata esaurientemente studiata nelle aree di margine (ad esempio: Keyser *et al.*, 1998; Gates e Gysel in Kluzza *et al.*, 2000). In paesaggi agroforestali è stato notato come, ad esempio, l'abbondanza dei predatori di uova e nidiacei di uccelli fosse correlata direttamente all'estensione della fascia di margine tra aree agricole e forestali. Tra l'altro è stato evidenziato come alcuni pre-

datori possano utilizzare il margine come area connettiva per spostarsi tra frammenti e all'interno di essi (vedi Cotterill e Hannon, 1999 e le citazioni riportate).

In Nord America esistono molti studi inerenti la pressione di predazione e di parassitismo dei nidi attuata dal Molotro nero (*Molothrus ater*), un passeriforme icteride, che sembra in grado di influenzare, nelle aree di margine, la distribuzione e l'abbondanza di alcune specie di uccelli ancora presenti nei frammenti residui (Saunders *et al.*, 1991; Bennett, 1999). Nella recente Relazione sullo Stato del Pianeta, Bright *et al.* (2003) hanno proprio sottolineato il ruolo svolto da questa specie nel parassitare i nidi di alcuni uccelli forestali, danneggiando le covate e diminuendo, quindi, il loro successo riproduttivo. In habitat fortemente frammentati le uova di Molotro nero sono risultate presenti in percentuali elevatissime (fino all'80 %) nei nidi delle specie parassitate (cfr. anche Friesen *et al.*, 1999). A tal proposito è stato osservato come il parassitismo dei nidi possa essere indicato come una delle cause del declino di molte specie di uccelli migratori in ambienti frammentati (Robinson *et al.*, 1992).

Matthysen e Adriaensen (1998), studiando in Belgio il successo riproduttivo del Picchio muratore (*Sitta europaea*), hanno osservato una forte competizione per l'uso delle cavità fra questa specie e lo Storno (*Sturnus vulgaris*), passeriforme molto abbondante nei frammenti forestali di ridotte dimensioni e che, al contrario, mostra una scarsa abbondanza nelle aree forestali più ampie. In linea generale quindi, in frammenti di piccole dimensioni, la competizione tra specie nidificanti in cavità (*hole-nesting birds*), sia specialiste sia generaliste, può aumentare. Questi stessi Autori hanno inoltre osservato una predazione da parte di corvidi sui giovani di Picchio muratore in misura superiore in parchi di piccole dimensioni collocati in zone residenziali rispetto a quella riscontrata in frammenti forestali più ampi e distanti da aree urbanizzate. In tal senso il margine (e i frammenti di più piccole dimensioni, percepibili da alcune specie come interamente marginali) può funzionare come una "trappola ecologica" per le specie più sensibili (*ecological trap*; vedi Wiens, 1994). In Finlandia un recente studio a lungo termine ha riscontrato un aumento nel tasso di predazione sui nidi del Rampichino alpestre (*Certhia familiaris*) da parte di altre specie in aree frammentate di foresta (Huhta *et al.*, 2004).

Per quel che riguarda la predazione dei nidi in aree marginali non è comunque corretto generalizzare. In Italia settentrionale Bogliani *et al.* (1995) hanno infatti osservato, a livello sperimentale (collocando uova in falsi nidi), come in realtà non si verificasse una prevista maggior predazione di nidi nelle aree di margine. Gli Autori hanno spiegato questo risultato con il fatto che i nidi posti in condizioni marginali possono godere di una maggiore schermatura della vegetazione arbustiva (più fitta ai margini) e da altri fattori legati al contesto locale e storico, diffe-

rente da quello ove sono stati effettuati gran parte degli studi in materia (America settentrionale). Addirittura Hannon e Cotterill (1998) hanno mostrato come, in alcuni casi (piovetti frammentati in Canada), i predatori di nidi di uccelli (es. piccoli mammiferi) esercitassero un impatto uguale se non addirittura superiore all'interno dei frammenti rispetto a quello esercitato lungo il margine da altri predatori provenienti dalla matrice (es. corvidi). In Russia, Kubareva-Zacharova e Romanov (1998) hanno osservato come molte specie di rapaci diurni, benché preferissero per nidificare i frammenti di maggiori dimensioni, tendevano a costruire il nido nelle aree marginali dei frammenti a causa, presumibilmente, di un maggior tasso di predazione dei nidi, internamente ai frammenti, da parte della Martora (*Martes martes*), un predatore strettamente forestale. A risultati analoghi sono pervenuti Pasitschniak-Arts *et al.* (1998) studiando la predazione dei nidi di alcune specie di anatidi nelle praterie canadesi. Benché i nidi di queste specie fossero soggetti a intensa predazione da parte di alcune specie di mammiferi, non è emersa dal loro lavoro una correlazione significativa tra il tasso di predazione e la distanza dal margine della prateria, probabilmente a causa di altri fattori: tra questi il *pattern* di distribuzione dei predatori che, in questo caso, potevano ridursi in abbondanza presso i margini, e l'assenza di differenze strutturali nella vegetazione tra aree marginali e interne della prateria che le rendono simili in termini di idoneità ecologica per la nidificazione di queste specie.

Contesto geografico, tipologia ecosistemica, specie considerate sembrano quindi variabili importanti nel determinare il tipo e gli effetti dei rapporti interspecifici nelle aree marginali.

L'effetto margine sulla componente biotica può essere osservato non solamente lungo il perimetro dei frammenti. Internamente ad alcune aree forestali, la presenza di edifici sparsi, non osservabili a scala regionale, può, infatti, favorire un effetto margine a scala sottile (tale tipo di frammentazione è stata definita "perforazione"; si veda Fig. 1; cfr. Farina, 2001). Ciò può far ipotizzare che tali aree, benché possano apparire non frammentate ad una analisi macroscopica, potrebbero venire ecologicamente percepite come se fossero ambienti di margine dalle specie più sensibili e dai predatori generalisti (Kluza *et al.*, 2000).

A livello intraspecifico i disturbi legati all'effetto margine possono rendere le popolazioni più vulnerabili a fattori non prevedibili di tipo stocastico (demografici, genetici, ambientali) provocando la scomparsa locale di alcune specie.

In seno alle singole popolazioni uno degli effetti riscontrabili nelle aree di margine riguarda l'alterazione delle dinamiche a livello individuale. I disturbi provenienti da aree limitrofe ai frammenti possono infatti indurre gli individui di determinate specie sensibili a compiere spostamenti verso aree meno disturbate. Tali aree posso-

no, tuttavia, essere anche quelle meno idonee sotto il profilo ecologico (trofico, riproduttivo, ecc.), possono essere habitat *sink*, subottimali e con meno risorse disponibili. Tutto ciò potrà quindi comportare conseguenze negative a livello demografico (Goss-Custard *et al.*, 2000). Riguardo alle modalità di uso dello spazio e ad altri aspetti biologici ed eco-comportamentali sono state anche osservate differenze a livello sessuale in alcune specie animali tra aree marginali e non. Per esempio, in una arvicola nordamericana (*Microtus pennsylvanicus*), le femmine presenti nelle porzioni marginali dei frammenti tendono ad avere *home range* e dimensioni corporee più grandi, tempi di residenza e tassi riproduttivi più elevati, rispetto agli individui presenti nelle porzioni più interne (Debinski e Holt, 2000). Anche in questo caso è evidente come tali effetti possono poi riflettersi a livello demografico.

Sempre in merito alle dinamiche individuali è poi necessario ricordare come il tasso di emigrazione di individui dai frammenti sia, in alcune specie, direttamente correlato alla lunghezza del perimetro (cfr. par. 1.4). In piccoli frammenti, il rapporto perimetro/area, infatti, è talmente elevato che le popolazioni possono addirittura scomparire rapidamente dai frammenti a causa dell'elevato tasso di emigrazione da essi (per i lepidotteri, si veda Thomas *et al.*, 2000).

Oltre agli aspetti intra- ed interspecifici, a cui si è in parte accennato, un'altra serie di disturbi collegati alle aree di margine antropogenico riguarda quelli direttamente o indirettamente collegati alla presenza umana, che meritano una trattazione a parte. Uno fra questi riguarda l'aumento di accessibilità delle aree residuali in paesaggi frammentati, più elevata nei pressi di infrastrutture e centri abitati che si esplica con le più varie modalità ed intensità. Nelle foreste tropicali l'aumento di accessibilità dovuto alla costruzione di strade determina un aumento della persecuzione diretta, come la caccia a fini alimentari o commerciali, soprattutto sulle specie di grande dimensione portando al fenomeno definito delle *empty forests*, riferito alla scomparsa di molte fra queste specie dai frammenti residui di foresta (per una sintesi, si veda Robinson e Bennett, 2000).

Anche nelle zone temperate esistono esempi analoghi. Posillico *et al.* (2002) riportando i dati relativi all'*Action Plan* per l'Orso bruno (*Ursus arctos*) nell'Europa centrale, sottolineano come l'impatto della caccia, del bracconaggio e della mortalità dovuta ad autoveicoli su questa specie aumenti in misura proporzionale all'accessibilità delle aree. Gli stessi Autori, analizzando le cause di mortalità in questa specie, evidenziano come, nell'Appennino centrale, la proporzione maggiore di orsi rinvenuti morti sia costituita dal bracconaggio e da incidenti con autoveicoli e treni nelle aree immediatamente adiacenti ai confini delle aree protette. Tali aree di margine possono quindi funzionare da habitat *sink* nelle quali le popolazioni di predatori potranno persistere in tempi lunghi solo in presenza di una periodica immi-

grazione di individui provenienti dai settori più interni delle aree protette. Parchi e riserve di dimensioni inferiori rispetto agli *home range* di queste specie potranno non contenere aree “interne”, non sottoposte ai disturbi indotti dall’effetto margine, e le popolazioni di orsi rischieranno, quindi, con maggiore probabilità, la scomparsa locale (Woodroffe e Ginsberg, 2000).

E’ evidente quindi come le specie maggiormente vagili e con ampio *home range* presentino una elevata vulnerabilità all’effetto margine a scala regionale (Woodroffe e Ginsberg, 2000). Anche il turismo può recare disturbo su alcune specie particolarmente elusive. Si veda, ad esempio, quanto riportato sempre da Posillico *et al.* (2002) in merito al disturbo legato all’attività escursionistica nel Parco nazionale d’Abruzzo sull’Orso bruno. Anche questo può essere considerato un particolare tipo di effetto margine dovuto alla maggiore accessibilità di aree prossime a strade perimetrali, evidente sia a scala di paesaggio che regionale, e la cui entità è, in parte, legata all’etologia e all’ampiezza degli *home range* delle diverse specie.

La maggior accessibilità di alcune aree, indotta da strade e sentieri provoca effetti anche su numerose altre specie. Tra gli uccelli, a puro titolo di esempio, si vuole qui ricordare come tale disturbo possa portare all’abbandono dei siti riproduttivi di alcune specie elusive. Fra i rapaci, si veda quanto riportato da Martignago *et al.* (1998) riguardo al Pellegrino (*Falco peregrinus*) nelle Alpi venete. Numerosissimi altri esempi riguardanti diverse specie appartenenti alla fauna selvatica sono reperibili in letteratura.

Ulteriori disturbi sono indirettamente collegati alla presenza umana. Gli erbivori domestici possono cambiare drammaticamente la struttura della vegetazione al margine dei frammenti (e non solo). Queste e altre specie di animali domestici e ferali possono inoltre esercitare una forte pressione di predazione sulla fauna selvatica (ad esempio su micromammiferi terragnoli e su uccelli; si veda il fenomeno definito *meso-predator release* in aree frammentate urbanizzate del Nord America in Soulé *et al.*, 1988; cfr. par. 1.6).

Anche quegli elementi paesistici di forma lineare (come, ad esempio, i corsi d’acqua), benché inquadrabili, per le loro caratteristiche, “geometriche” come aree potenzialmente idonee a favorire la dispersione, possono invece essere interessate da disturbi riconducibili all’effetto margine e svolgere quindi una funzione di habitat *sink*, di bassa “qualità”, per alcune specie (Bolger *et al.*, 2001). Ad esempio, nei lepidotteri, è stato osservato come l’effetto margine su queste specie e sulle loro piante nutrici possa trasformare i corridoi di dispersione in aree a bassa “qualità” rispetto ai frammenti di forma circolare e di maggiori dimensioni (Haddad, 1999).

Esistono dati da letteratura riguardanti gli effetti del margine sulla componente

floristico-vegetazionale. Dai tanti studi effettuati è emerso come nei margini forestali alcune specie arboree mostrino una abbondanza ridotta a causa di una sottrazione eccessiva dei loro semi a scopo alimentare da parte di erbivori generalisti, provenienti dalla matrice esterna trasformata dall'uomo (Benitez-Malvido, 1998). Un altro aspetto riguarda le specie vegetali invasive. Alcune fra queste possono limitare la loro presenza alla fascia marginale degli ambienti residui. Tuttavia è anche vero che alcune specie a dispersione zoocora e anemocora, in virtù delle loro peculiari modalità di dispersione, possono insediarsi anche nella porzione più interna dei frammenti (Saunders *et al.*, 1991). Conseguentemente ai cambiamenti microclimatici che si verificano al margine è inoltre evidente lo stress indotto sulla vegetazione. Recentemente, a tal proposito, sono stati condotti anche in Italia alcuni studi che, oltre a fornire informazioni di altro tipo, consentono di valutare l'entità di questo stress, ad esempio attraverso la valutazione dei cambiamenti dell'Indice di Area Fogliare (LAI; cfr.: Gratani *et al.*, 1998; Gratani *et al.*, 2000).

In ogni caso, come accennato, le risposte all'effetto margine sono specie-specifiche, quindi legate alle peculiari caratteristiche eco-etologiche di ciascuna specie (o al limite, di ciascun gruppo ecologicamente affine) oltre che legate al contesto paesistico e alle tipologie ambientale indagate (cfr. Farina, 2001). Pur se con questi limiti si è tentato, in linea estremamente generale e indicativa, di quantificare l'entità delle superfici interessate dall'effetto margine per specifici contesti geografici e gruppi biologici.

In Italia, nei pochi boschi residui della pianura padana, l'effetto margine sulla struttura forestale si estende mediamente per 30 metri verso l'interno del bosco (Aa. Vv., 2001). In tale contesto è stato osservato come frammenti forestali con una estensione inferiore ai 20 ettari possano rischiare il completo annientamento come unità ecosistemiche anche per effetto di fattori fisici legati al margine, come il vento, che ne altera la struttura e la dinamica complessiva. Per tale motivo, è stato evidenziato come, in linea generale, frammenti con superficie inferiore ai 5-10 ettari possono essere assimilati, sotto il profilo microclimatico ed ecologico, a "sistemi lineari" più che a formazioni forestali. D'altronde, anche in aree geografiche estremamente differenti come quelle tropicali, Lovejoy *et al.* (1986) hanno osservato che in frammenti forestali di superficie inferiore ai 10 ettari l'effetto margine su alcune componenti della biodiversità si estendeva sino alle porzioni centrali dei frammenti stessi. Nei frammenti residui di foresta tropicale amazzonica Debinski e Holt (2000), in una loro hanno sottolineato, riportano come l'effetto margine possa penetrare per una profondità di oltre 300 metri verso l'interno. E' stato comunque osservato come il tasso riproduttivo di alcune specie di alberi costituenti lo strato superiore (la *canopy*) potesse ridursi drasticamente in seguito alla scomparsa loca-

le, conseguente alla deforestazione, della fauna (da insetti a mammiferi) che usa i loro semi come risorsa alimentare. Ciò di riflesso sembra verificarsi anche in aree di foresta poco o nulla frammentate e distanti oltre 10 km o più dal margine deforestato.

In frammenti forestali suburbani le attività umane possono causare una riduzione o addirittura una scomparsa di specie animali e vegetali legate al substrato erbaceo e/o arbustivo principalmente entro i primi 80 metri dal margine (Kluza et al., 2000). Altri Autori assumono un valore estremamente generico ed indicativo di 100 metri come distanza entro la quale possono agire fattori esterni provenienti dalla matrice (*depth-of-edge* in Reed et al., 1996). Bolger et al. (1997) hanno osservato, in Nord America, una riduzione dell'abbondanza di alcune specie sensibili alla frammentazione e all'effetto margine entro 200-500 metri di distanza dal margine.

Nelle foreste svedesi di Abete rosso (*Picea abies*) è stato rilevato un effetto margine sui licheni fino a 25-50 metri verso l'interno. In questo caso, il maggior fattore di disturbo legato al margine, per i licheni, sembra essere l'esposizione a forti venti. Uno studio condotto su tali aree ha mostrato come l'abbondanza di una determinata specie (*Alectoria sarmentosa*) fosse marcatamente più bassa al margine comparata con l'interno forestale (Esseen e Renhorn, 1998). Tale sensibilità rende i licheni epifiti buoni indicatori degli effetti abiotici legati al margine proprio per la loro capacità di assorbire acqua e nutrienti direttamente dall'atmosfera, elementi che subiscono drastiche modifiche quali-quantitative dall'interno al margine dei frammenti forestali.

Nella sua revisione riguardante alcuni aspetti ecologici e di conservazione degli Anfibi, Scoccianti (2001) cita, a tale riguardo, alcuni risultati ottenuti da diversi Autori che hanno osservato cambiamenti significativi in alcuni parametri fisici (temperatura, intensità di luce, grado di umidità della lettiera, tasso di evaporazione) e altre differenze a livello strutturale della vegetazione fino a una distanza di 50 metri dal limite forestale. Alcuni fra questi Autori hanno evidenziato, studiando l'effetto margine dovuto a infrastrutture viarie su alcuni ecosistemi forestali in Nord America, una riduzione nell'abbondanza e nella Ricchezza specifica dei macroinvertebrati presenti nel suolo e una riduzione dell'altezza della lettiera fino ad una distanza di 100 metri dalla strada.

In ambienti aperti, l'impatto dell'effetto margine può essere anche più marcato. In Olanda, il rumore provocato dal traffico veicolare lungo le strade sembra, per esempio, responsabile della riduzione di densità di individui osservata in alcune specie di uccelli sensibili nei loro habitat frammentati. Gli effetti di tale disturbo sono stati rilevati fino a una distanza di 250 metri dalle strade e fino a circa 3,5 km

dalle autostrade. Tali effetti sono superiori a quelli provocati dall'impatto degli individui con gli autoveicoli o dal disturbo visivo dovuto alla presenza umana (McGregor *et al.*, 2000; cfr. par. 1.9).

Nell'Oca zamperosee (*Anser brachyrhynchus*), il disturbo provocato dal traffico lungo le strade limitrofe ai campi (che costituiscono l'habitat di svernamento di questa specie in Nord Europa) sembra influenzare la loro probabilità di presenza. Gli individui di questa specie preferiscono, così, frequentare aree aperte lontano dalle strade anche se meno idonee sotto il profilo ecologico (Gill e Sutherland, 2000).

Nello studio degli effetti e dei disturbi collegati alle zone di margine è quindi importante valutare il ruolo che fattori e processi collegati all'effetto margine, di diversa tipologia ed intensità, svolgono su popolazioni di differenti specie e su intere comunità in determinati ambiti territoriali (Davies *et al.*, 2001).

¹Questo termine si riferisce alla capacità di una tipologia di uso/copertura del suolo o di una infrastruttura a farsi attraversare da determinate specie (Romano, 1996). La definizione di “aree biopermeabili” riguarda quei settori territoriali non interessati da urbanizzazione o da forme di uso antropico eccessivo (es. agricoltura intensiva). Si può indirettamente affermare che, almeno potenzialmente, le aree biopermeabili possono assolvere funzioni connettive per gruppi di specie (e individui) più numerosi di quanto non accada con aree non definite tali (Aa. Vv., 2003). Vedi anche i concetti di “resistenza della matrice territoriale” in Massa (2000) e di “porosità” in Franco (2003).

1.9 Il ruolo delle barriere

Nelle pagine precedenti si è accennato agli effetti della frammentazione ambientale sottolineando come questo processo possa influenzare i movimenti individuali (Debinski e Holt, 2000; cfr. par. 1.4). I diversi elementi del mosaico ambientale, formatosi in seguito alla frammentazione di origine antropica, possono, infatti presentare una diversa idoneità e funzionalità ecologica, per specie differenti, sia in termini di habitat che come via di dispersione. Si può allora dire, utilizzando un termine recentemente coniato, che essi presentano una differente “(bio)permeabilità”¹. In particolare alcuni fra questi elementi paesistici, localizzati, di forma lineare o a carattere “diffuso” possono mostrare una scarsa o nulla idoneità ecologica impedendo, parzialmente o del tutto, le dinamiche individuali di determinate specie e agendo così da barriera parziale o totale (ovvero mostrano una biopermeabilità, rispettivamente, scarsa o nulla). Tale alterazione può provocare conseguenze a livello di popolazione, di tipo genetico e demografico, come già riportato (cfr. par. 1.5).

L’effetto di barriera alla dispersione determinato dalle trasformazioni antropiche può agire in modo differente rispetto a quello prodotto dalle barriere naturali (mare, catene montuose, aree desertiche, ecc.), che, al contrario, possono provocare, in linea generale, effetti su scale spaziali e temporali ben differenti e di tipo evolutivo, oltre che ecologico.

Si può parlare di barriere localizzate e puntiformi (come infrastrutture lineari e puntuali per alcune specie a dispersione terrestre) e di barriere diffuse (come il sistema insediativo ed aree agricole per alcune specie forestali), di barriere semplici e di barriere complesse (Romano, 2000). Nel linguaggio della pianificazione è stato usato anche il termine di “detrattore ambientale” (Aa. Vv., 2003).

Il concetto di barriera è, in ogni caso, relativo per ciascuna specie: una stessa infrastruttura o una determinata categoria di uso/copertura del suolo possono agire da barriera per una specie e da via di dispersione per un’altra. A titolo di esempio, le strade e le opere lineari (elettrodotti, canali artificiali, ferrovie) costituiscono una barriera parziale o totale alla dispersione di alcune specie animali e, al tempo stesso, un formidabile corridoio per alcune specie generaliste, nonché per l’ingresso, negli am-

¹ Il Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti in collaborazione con la Lega Italiana Protezione Uccelli (LIPU) ha recentemente pubblicato un opuscolo dal titolo “Strade e fauna selvatica: come migliorare la sicurezza” che fornisce, tra l’altro, interessanti dati quantitativi sulla mortalità di alcune specie lungo tratti stradali italiani.

bienti naturali, di fonti di disturbo sonoro, luminoso e chimico (Spellerberg, 1998).

La funzione di barriera operata sulle singole specie dalle strutture artificiali e dal differente uso del suolo, può attuarsi secondo tempi e modalità estremamente differenti. La dispersione e, nel complesso, tutti i movimenti individuali, così come altri processi ecologici, possono essere ostacolati dalla componente fisica dell'infrastruttura, da fattori "meccanici" legati alla sua funzionalità (es., tipologia ed intensità del traffico veicolare; periodi di attività degli impianti eolici, ecc.) e dall'inquinamento acustico, luminoso, chimico ad essa connesso (Contoli, 2001a).

Fra le diverse opere umane realizzate sul territorio, le infrastrutture stradali lineari sono quelle che influenzano maggiormente l'integrità biotica negli ecosistemi terrestri ed acquatici: per questo motivo verrà focalizzata l'attenzione su queste opere nelle pagine seguenti.

Trombulak e Frissell (2000; si vedano anche Spellerberg, 1998; Jackson, 2000 e, per l'Italia, Dinetti, 2000; Fiacchini, 2001; Pinchera e Campanelli, 2002) hanno prodotto una revisione sugli effetti ecologici delle strade a diverso grado di importanza, sottolineando come esse determinino numerosi effetti tra loro differenti. Tali effetti vengono, sinteticamente, di seguito elencati:

- distruzione e alterazione dell'ambiente fisico a livello ecosistemico, sia limita-



Figura 12. Faina (*Martes foina*) investita lungo una strada asfaltata. Foto: G. Montinaro.

tamente alla sede stradale sia nelle aree limitrofe; cambiamento di densità, delle temperature e del contenuto in acqua del suolo; inquinamento da gas atmosferici, da sali antineve, da dilavamento dell'asfalto; erosione, sedimentazione e accumulo di rifiuti e metalli pesanti; modifiche nei processi idrologici e geomorfologici per sbancamenti, movimenti terra, deviazioni di corsi d'acqua. Le strade portano, inoltre, ad una riduzione di superficie, oltre che di "qualità" degli habitat limitrofi ad esse (Farina, 2001; cfr. anche par. 1.8);

- aumento del tasso di mortalità in specie sensibili nelle fasi di costruzione (soprattutto su organismi sessili e poco vagili);
- aumento del tasso di mortalità a causa della collisione con autoveicoli (influenza la demografia di molte specie di vertebrati ed invertebrati)²(Fig. 12, 13). Studi basati sulla mortalità lungo le strade possono essere di ausilio per la conoscenza della distribuzione, dell'abbondanza e delle vie di dispersione di determinate specie a differenti scale. Locatelli e Paolucci (1998) hanno osser-



Figura 13. *Volpe (Vulpes vulpes) investita lungo una strada asfaltata. Foto: G. Montinaro.*

vato come, nel Parco regionale dei Colli Euganei (Veneto), il Riccio europeo (*Erinaceus europaeus*) rappresenti il 40% del numero totale di individui investiti, appartenenti a differenti specie di uccelli e mammiferi (nel periodo di studio: media 3,2 esemplari/100 km) (si veda anche Brockie, 1989). Anche per questa specie, come per alcuni anfibi (si veda Scoccianti, 2001), gli investimenti sembrano concentrarsi in alcuni specifici tratti stradali (se non addirittura siti localizzati) che possono coincidere con corridoi preferenziali tra aree ecologicamente idonee e ove sarebbe opportuno attuare interventi di deframmentazione. Per molte specie di vertebrati gli investimenti lungo le infrastrutture stradali rientrano tra le prime cause di mortalità indotta dall'uomo (Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti, senza data). Il traffico veicolare costituisce una rilevante causa di mortalità per impatto anche in molte specie di uccelli. Tra queste, gli Strigiformi risultano particolarmente esposti a questo rischio. Uno studio di Galeotti *et al.* (2001), effettuato attraverso il coinvolgimento di 100 rilevatori distribuiti in gran parte del territorio italiano, ha mostrato come la Civetta (*Athene noctua*), il Barbagianni (*Tyto alba*), il Gufo comune (*Asio otus*) fossero le specie più colpite: la prima prevalentemente nel periodo estivo (periodo di dispersione post-riproduttiva dei giovani dell'anno); le altre due specie nel periodo invernale (individui adulti);

- alterazione di altri fattori demografici e genetici a livello di popolazione, oltre che comportamentali e fisiologici a livello individuale (cambiamento nella dimensione dello *home range* in specie territoriali, nei *pattern* di presenza/assenza e di dispersione, nella struttura sociale e nel successo riproduttivo, nello stato fisiologico dei singoli individui, ecc.). Tra gli effetti genetici, Scoccianti (2001) riporta uno studio effettuato in Germania in cui è stata osservata una riduzione del tasso medio di eterozigosi e del polimorfismo genetico in popolazioni di Rana temporaria (*Rana temporaria*) separate da infrastrutture stradali. Questi effetti potevano riscontrarsi fino a 3-4 km di distanza dalla barriera. Per quel che riguarda gli effetti demografici, McGregor *et al.* (2000) hanno osservato effetti apprezzabili sulla densità degli uccelli nidificanti in prossimità di strade trafficate (in Olanda gli effetti sono stati riscontrati sul 60% delle specie) con riduzioni di densità fra il 20 ed il 95% degli individui entro i 250 metri di distanza ed entro i 3,5 km dalle autostrade (cfr. par. 1.8). Tale impatto è risultato superiore, su questa specie, a quello prodotto dal disturbo visivo o dalla mortalità per collisione con autoveicoli. Un altro aspetto è relativo al ruolo del disturbo sonoro indotto dal traffico veicolare sulle vocalizzazioni a scopo territoriale e riproduttivo degli uccelli (inquadabile anche come effetto margine; cfr. par. 1.8). A titolo di esempio esistono alcune evidenze per quanto

- riguarda il Lùì grosso (*Phylloscopus trochilus*), un passeriforme, che ha mostrato un successo riproduttivo inferiore nelle aree limitrofe alle strade rispetto ad aree analoghe distanti da esse (McGregor *et al.*, 2000);
- alterazione del dinamismo della metapopolazione a scala regionale (Jackson, 2000);
 - effetti a livello di comunità con una riduzione della Ricchezza specifica e cambiamenti nella composizione qualitativa nelle aree limitrofe (osservati, ad esempio, in comunità ornitiche sia di ambienti forestali sia di ambienti aperti in Olanda; Jackson, 2000). Gropali (2001), studiando le comunità ornitiche collocate a distanze differenti da strade asfaltate, ha evidenziato come solo circa il 14% delle specie presenti si mostrava indifferente a tali infrastrutture (in particolare al disturbo sonoro) contro un 20% definibile come molto sensibile;
 - diffusione di specie aliene e invasive con conseguente impatto sulle popolazioni di specie autoctone (predazione, competizione, ecc.). Tra i molti esempi si possono ricordare l'uso delle sedi stradali e ferroviarie, colonizzate da specie arboree alloctone (Ailanto, *Ailanthus altissima*, e Robinia, *Robinia pseudoacacia*), da parte di specie sinantropiche (ad esempio, micromammiferi generalisti).
 - aumento del disturbo antropico (facilità di accesso ad aree naturali e conseguente incremento della loro fruizione a scopo ricreativo, ittico-venatorio, agro-silvo-pastorale, ecc.). Nelle regioni tropicali, in quelle aree ove vengono costruite nuove strade che tagliano la foresta, aumenta in modo considerevole la caccia intensiva facilitata da queste nuove vie di accesso (Bright *et al.*, 2003). Anche in zone temperate la costruzione di strade innescava poi l'urbanizzazione del territorio e, con essa, una maggiore presenza umana con tutti i disturbi connessi. Fra i tanti esempi reperibili in letteratura alcuni sono stati riportati nel par. 1.8.

Gli effetti ecologici delle strade sugli ecosistemi limitrofi possono estendersi

³ Questo Autore fornisce alcune indicazioni allo scopo di mitigare gli effetti dei disturbi connessi alla presenza di queste infrastrutture: pianificazione del traffico, attuazione di politiche specifiche e di interventi ingegneristici di deframmentazione mirati a determinate specie o gruppi.

⁴ In Properzi *et al.* (2002) sono reperibili alcuni indici di frammentazione infrastrutturale (IFI: *Infrastructural Fragmentation Index*) e urbana (UFI: *Urban Fragmentation Index*). In Biondi *et al.* (2003) viene definito l'AIFAI o *Animal Incompatibility to Fragmentation Areas Index* che tiene conto di alcuni fattori specie-specifici quali la specializzazione trofica, la sensibilità al disturbo, le dimensioni corporee, la velocità nei movimenti, l'abilità ad oltrepassare barriere, ecc.. Ciascun fattore è caratterizzato da tre livelli. Per fare un esempio a livello specifico, tra i mammiferi, l'AIFAI indica una incompatibilità alta alla frammentazione urbana e infrastrutturale per il Lupo (*Canis lupus*) e l'Orso bruno (*Ursus arctos*); medio alta per lo Scoiattolo comune (*Sciurus vulgaris*), la Faina (*Martes foina*), la Puzzola (*Mustela putorius*), il Tasso (*Meles meles*), il Capriolo (*Capreolus capreolus*); media per il Riccio europeo (*Erinaceus europaeus*); bassa per la Volpe (*Vulpes vulpes*).



Figura 14. Barriera infrastrutturale complessa costituita da una serie di elementi lineari paralleli (autostrada, barriere New Jersey, recinzioni metalliche, scoline) in grado di impedire in modo praticamente totale i movimenti degli individui di gran parte delle specie di anfibi, rettili e mammiferi trasversalmente ad essa. Agli elementi fisico-strutturali si sommano inoltre quelli indotti da disturbi fisico-meccanici (transito di autoveicoli), acustici, chimici e luminosi. Foto: V. Benvenuti.

considerevolmente per oltre 100 m. Si può allora parlare di una *road effect zone*, limitrofa alla sede stradale (Forman, 2000). Per dare l'idea di quanto possa essere elevato l'impatto prodotto da tale area marginale si pensi che questo Autore ha stimato a circa un quinto della superficie degli Stati Uniti l'area influenzata ecologicamente dal sistema delle strade pubbliche.³

Un indice utile per valutare gli effetti ecologici causati dalle infrastrutture stradali è la densità di strade, espressa in km strade/kmq. Tale rapporto viene anche utilizzato come indicatore di stato da strutture ufficiali, ad esempio, in Spagna (Ministerio de Medio Ambiente, 1996: 42), ed è stato recentemente proposto in Italia ("Densità delle infrastrutture di comunicazione come indicatore di pressione a scala di paesaggio"; ANPA, 2000). Noss (cit. in Aa. Vv., 1998) riporta, fra gli indicatori misurabili dell'integrità ecologica, la densità di rete stradale (km/kmq) per diverse classi di strade (parametro inserito tra gli indicatori di accessibilità, flusso, perturbazione). Secondo il documento del Ministero dei Trasporti e delle Infrastrutture nazionale (s.d.) una densità superiore a 0,6 km strade/kmq è la soglia oltre la quale

si può verificare il declino di alcune specie sensibili.⁴

Le strade contribuiscono alla frammentazione degli ambienti naturali e al disturbo sulla componente biotica attraverso impatti che differiscono in funzione della tipologia ambientale attraversata (Fig. 14). Ad esempio, Farina (2001) riporta uno studio che dimostra come gli effetti dei disturbi acustici e visivi sulle popolazioni di uccelli risultino maggiori in ambienti aperti rispetto ad ambienti forestali, probabilmente per l'assenza di una schermatura prodotta dalla vegetazione, nonché per una differente sensibilità delle specie legate a questi habitat.

Gli effetti delle infrastrutture lineari come barriera e come fonte di disturbo non si limitano solo a specie che sono caratterizzate da una ridotta capacità dispersiva. Infatti, benché uccelli ed insetti mostrino, in linea generale, una maggiore capacità dispersiva intrinseca, alcune specie appartenenti a questi gruppi, possono essere molto sensibili eco-etologicamente alla frammentazione indotta da barriere lineari. Diversi Autori hanno, tra l'altro, osservato come, specialmente in aree tropicali, gli spazi aperti tra frammenti forestali, anche in assenza di strutture artificiali, possano costituire una barriera alle dinamiche individuali di alcune specie di uccelli (Machtans *et al.*, 1996). Ad esempio, fasce deforestate di poche decine di metri di larghezza (50-100 metri) possono svolgere una funzione di barriera ai movimenti di molte specie di uccelli ed insetti (Debinski e Holt, 2000). In Amazzonia aree deforestate ampie soltanto 70 metri costituiscono una barriera per alcuni uccelli insettivori specialisti (Stratford e Stouffer, 1999) e alcune fra le specie forestali *interior* evitano discontinuità di origine artificiale ampie soltanto 50 metri (Kroodsma cit. in Kluza *et al.*, 2000).

Si è già accennato al fatto che alcune specie di uccelli sensibili si mostrano restie ad attraversare aree deforestate ed inondate artificialmente, ampie anche poche decine o centinaia di metri in aree tropicali (Diamond, 1981). MacArthur (cit. in Margules *et al.*, 1982) cita addirittura un esempio nel quale un *gap* di soli 10 metri in zone tropicali influenza la dispersione di alcune specie di uccelli estremamente specializzate. In Australia, infine, è stato osservato che alcuni passeriformi mostrino una riduzione nel tasso di dispersione se nell'area di studio sono presenti discontinuità di origine artificiale ampie anche soltanto qualche centinaio di metri (per alcune specie anche solo 60 metri possono impedire la dispersione individuale; Brooker *et al.*, 1999). Anche nella fascia temperata nordamericana aree deforestate presenti in paesaggi forestali possono influenzare negativamente l'abbondanza e la Ricchezza degli uccelli migratori neotropicali, in modo particolare di alcune specie legate ai settori più interni delle foreste (Kluza *et al.*, 2000). Distanze dell'ordine delle centinaia di metri possono alterare i *pattern* di dispersione di alcune specie di uccelli forestali tra frammenti (Villard *et al.*, 1995). Ciò è stato osservato, sempre fra gli uccelli, in Canada, oltre che durante il periodo riproduttivo, anche durante

l'inverno in Picidi e Sittidi (St. Clair *et al.*, 1998).

Altri gruppi che, a differenza di gran parte degli uccelli, non hanno la possibilità di muoversi tra frammenti “navigando a vista”, mostrano una maggiore sensibilità ad eventuali discontinuità ambientali dovute a infrastrutture o a usi del suolo differenti da quelli originari. Ciò è stato riscontrato, tra i rettili, in alcune specie di sauri arborei (Brooker *et al.*, 1999) e tra i micromammiferi, per esempio in un roditore (*Microtus oeconomus*), per il quale un ambiente ostile di pochi metri di ampiezza sembra costituire un ostacolo ai movimenti individuali. In un'altra arvicola (*Microtus canicaudus*) l'ampiezza di tale fascia può addirittura essere anche di soli 4 metri (Farina, 2001; si veda anche quanto accennato sui micromammiferi forestali nel par. 1.10).

Gli anfibi risultano tra i gruppi più sensibili, direttamente o indirettamente, alla presenza delle infrastrutture e dei disturbi ad esse connessi (in Scocciati, 2001, è reperibile una revisione sull'argomento; cfr. anche Scalera, 2003). La lentezza dei



Figura 15. Barriera infrastrutturale costituita da linea ferroviaria ad Alta Velocità. La frammentazione indotta da queste opere è estremamente differente da quella relativa alle infrastrutture stradali anche, ad esempio, per la periodicità differente dei disturbi fisico-meccanici e acustici. La presenza di viadotti e gallerie può ridurre l'effetto barriera (sia ecologico che percettivo) di questa struttura, almeno per alcune specie. Foto: V. Benvenuti.

movimenti, l'incapacità di avvertire in tempo il pericolo, l'irrigidimento in queste ultime situazioni e il conseguente aumento del tempo di permanenza sulla carreggiata sono fra le cause principali, alcune delle quali di tipo etologico, che rendono vulnerabili gli anfibi al traffico stradale. Sotto il profilo biologico ed ecologico c'è, inoltre, da considerare il particolare ciclo vitale annuale di molte specie appartenenti a questo gruppo, che prevede movimenti di migrazione fra habitat differenti. Questi movimenti, su scala più ampia dei singoli siti riproduttivi, fanno aumentare le probabilità di incontrare barriere infrastrutturali lungo il percorso. Sempre nella revisione di Scoccianti (2001) si accenna a diversi Autori (Van Gelder, Kuhn) che indicano come, lungo tratti stradali che attraversano direttrici di spostamento del



Figura 16. Linea elettrica presso un'area forestale. Foto: A. Guidi.

Rospo comune (*Bufo bufo*), anche un modesto volume di traffico può causare elevate percentuali di mortalità, sottolineando l'entità di questo fattore selettivo. È noto come, sempre riguardo a questa specie, gran parte delle segnalazioni di presenza derivino proprio dal rilevamento di individui investiti lungo le strade (cfr., ad esempio, Calvario, 2000 per il Lazio).

Studiando gli effetti delle infrastrutture stradali sugli anfibi anuri, Fahrig *et al.* (1995) hanno osservato, con l'incremento del traffico veicolare, una riduzione in abbondanza di alcune fra queste specie a causa di un aumento della proporzione di individui investiti. Questi Autori hanno inoltre suggerito che il recente aumento di intensità del traffico in alcune aree geografiche potrebbe essere una delle cause del declino di queste specie.

Le linee ferroviarie costituiscono un altro tipo di infrastrutture geometricamente analoghe alle strade e alle autostrade. Il loro ruolo di barriera tuttavia risulta nettamente differente rispetto a queste ultime almeno sul piano del tipo e della periodicità del disturbo meccanico e acustico. L'impatto di queste opere appare marcato soprattutto in relazione al disturbo nelle fasi di realizzazione dell'opera e alle trasformazioni ambientali indotte dalla ferrovia e dalle strutture annesse (linee elettriche, argini e massicciate, rilevati, scavi in trincea, ecc.) che può portare ad una evidente frammentazione di determinati ambiti territoriali (si pensi, ad esempio, alla realizzazione dei tratti ferroviari ad Alta Velocità) (Fig. 15).

I grandi sistemi infrastrutturali complessi ad andamento parallelo (strade, autostrade, ferrovie) in aree vallive e delle opere connesse costituiscono una barriera impenetrabile ai movimenti di determinate specie (Romano, 2000; Aa. Vv., 2003). In aree urbanizzate, come gli hinterland metropolitani, la presenza di un'elevata densità di infrastrutture inserite in una matrice fortemente antropizzata provoca effetti a livello di specie e comunità (cfr. Contoli, 2002).

L'effetto barriera provocato dalle infrastrutture lineari non si limita alle strade, autostrade e linee ferroviarie. Le linee elettriche costituiscono, per molte specie di uccelli di grosse dimensioni, una causa di morte per collisione e folgorazione (Fig. 16). Ciò è stato evidenziato sia in ambienti aperti che forestali. Una ricerca effettuata in Italia da Rubolini *et al.* (2001) ha cercato di quantificare l'entità del problema e ha fornito una prima elencazione delle specie interessate (oltre 90 fra cui alcu-

⁵ Fra queste figurano: il Tarabuso (*Botaurus stellaris*), la Cicogna bianca (*Ciconia ciconia*), il Fenicottero (*Phoenicopterus ruber*), il Grifone (*Gyps fulvus*), la Poiana (*Buteo buteo*), la Gallina prataiola (*Tetrax tetrax*), la Schiribilla grigiata (*Porzana pusilla*), il Pollo sultano (*Porphyrio porphyrio*), il Gufo reale (*Bubo bubo*).

ne molto rare e minacciate)⁵. La presenza di tali infrastrutture in aree di alto valore naturalistico costituisce un problema di conservazione per l'alto numero di individui folgorati o morti per collisione: la linea elettrica che passa presso lo Stagno di Molentargius, Cagliari, ha provocato la morte, nel solo periodo di studio, di 296 individui di Fenicottero (*Phoenicopterus ruber*). Su scala globale, Bright *et al.* (2003) hanno sottolineato come 10 delle 25 specie mondiali di otarde (Gruiformi Otidi), specie legate ad ambienti aperti, siano minacciate a causa delle collisioni con i tralicci delle linee elettriche oltre che dalla trasformazione di habitat e dalla persecuzione diretta.

E' anche da tempo noto il ruolo selettivo delle linee elettriche sulle popolazioni di Gufo reale (*Bubo bubo*) nelle aree forestali appenniniche (Penteriani, 1996; si veda anche Tinarelli e Tirelli, 2003). Penteriani (1996) ha indicato l'elettrocuzione (fulminazione per contatto di elementi conduttori) una tra le principali cause di mortalità imputabili indirettamente all'uomo in questo rapace (in certi contesti essa rappresenta il 75 % delle cause di mortalità) provocando, in alcuni casi, l'abbandono dei siti. Trattandosi di un grande predatore, presente già naturalmente con basse densità, è stato sottolineato come ciò possa indurre ricadute a livello di popolazione su scala regionale anche per i suoi effetti differenziali su alcune classi di età. Ad esempio Marchesi *et al.* (2001) hanno riportato come il 39 % dei giovani involati di questa specie in un'area di studio del Trentino fossero deceduti per elettrocuzione.

Anche le canalizzazioni artificiali (es., canali di bonifica, di drenaggio e di irrigazione in aree pianiziarie) possono costituire una barriera ai movimenti di specie poco vagili. Scoccianti (2001) sottolinea come queste strutture artificiali, se con argini cementati, possano portare ad una frammentazione del territorio con rilevanti effetti sulla fauna selvatica. Riguardo agli anfibi, questo Autore sottolinea come tali

⁵Un particolare tipo di infrastrutture che potremmo definire, secondo quest'ottica, "barriere puntuali", almeno a livello del singolo impianto, sono quelle relative agli impianti eolici. Recentemente, alcuni Autori hanno messo in evidenza l'impatto di queste strutture sull'avifauna, in particolare sui rapaci (si vedano, tra gli altri, Allavena e Panella, 2003; Forconi e Fusari, 2003; Magrini, 2003).



Figura 17. Recinzione metallica su base in calcestruzzo con funzione di barriera per specie legate ad ambienti aperti (come alcune specie di anfibi e mammiferi). Foto: V. Benvenuti.



Figura 18. Pista da sci nel periodo estivo (Appennino centrale). E' evidente il contrasto di tipo fisionomico-strutturale con la limitrofa faggeta. Conseguentemente alla realizzazione dell'opera, oltre alla distruzione e frammentazione della continuità forestale una serie di altri disturbi, indirettamente collegati a questi ultimi, influenzano le comunità animali e vegetali (effetto margine, aumento dell'accessibilità in aree interne). Inoltre, i periodici lavori di manutenzione, oltre al disturbo nelle fasi di realizzazione, possono distruggere la cortica erbosa e gli strati superiori del suolo, innescando fenomeni erosivi. Foto dell'autore.

canali agiscono in alcuni casi da trappole ecologiche; infatti gli individui che vi cadono dentro (o vi vengono attirati dalla presenza di acqua) possono non avere possibilità di fuga a causa delle pareti levigate e periscono per disidratazione, annegamento, mancanza di nutrimento.

Infine, anche le strutture artificiali di ridotte dimensioni (reti, manufatti, piccoli canali e scoline, ecc.), in linea generale non cartografabili alle scale utilizzate nella pianificazione comunale e provinciale del territorio, possono interferire sui movimenti locali della fauna selvatica di piccole dimensioni (insetti, anfibi, micromammiferi)⁶ (Fig. 17). Un ultimo accenno ad altre opere artificiali che trasformano e frammentano determinate tipologie ambientali, aumentando il disturbo con conseguenze sui movimenti di specie sensibili. Si pensi agli sbarramenti lungo corsi d'acqua (barriere totali o parziali per l'ittiofauna, l'erpetofauna e per molti invertebrati acquatici) e alle attività collegate alla attività sciistica (piste, impianti di risalita ecc.) che costituiscono ulteriori opere in grado di trasformare aree forestali e sommitali interrompendo la continuità di questi ecosistemi (Fig. 18).

Una serie di interventi sono stati ipotizzati per mitigare l'effetto di barriera provocato da molte fra queste opere e mantenere o ristabilire le vie naturali di dispersione (tunnel, sottopassi, ecc.: si vedano, ad esempio: Yanes *et al.*, 1995; Jackson, 1996; Dinetti, 2000; Jackson e Griffin, 2000). Benché tali interventi possono mostrarsi utili in taluni casi e per determinate specie, in altri si rivelano complessi da attuare e non risolvono le conseguenze ecologiche dirette e indirette, a volte irreversibili, collegate alla presenza delle opere artificiali (Clevenger e Waltho, 2000; Trombulak e Frissell, 2000). Riguardo agli interventi di superamento delle barriere da infrastrutture esiste una bibliografia specifica alla quale si rimanda (si veda ad esempio Dinetti, 2000).

1.10 Specie-specificità del processo di frammentazione

Gli effetti della frammentazione ambientale sono altamente specie-specifici (Cecada, 1995; Davies *et al.*, 2001). La capacità di persistenza delle specie in paesaggi frammentati dipende sia dalle caratteristiche eco-etologiche intrinseche di ciascuna specie, sia da fattori e processi ambientali estrinseci oltre che dal tipo, grado, modalità, scala e fase temporale del processo di frammentazione (Saunders *et al.*, 1991; Bright, 1993; Dooley e Bowers, 1996; Debinski e Holt, 2000; Mace *et al.*, 2001). A livello intraspecifico una stessa specie può inoltre mostrare una sensibilità alla frammentazione anche in relazione alla stagione o ad una determinata fase del proprio ciclo vitale (ad esempio, tra gli uccelli, ove sono state rilevate differenze fra il periodo di svernamento, quello riproduttivo e il passo migratorio; Nour *et al.*, 1999).

E' possibile individuare, almeno in alcuni gruppi tassonomici, le specie che risultano sensibili alla frammentazione ed alle sue componenti o, viceversa, che tollerano il processo, seppur in diversa misura (Saunders *et al.*, 1991; Bolger *et al.*, 2001). Tale settore costituisce attualmente una priorità di ricerca nella Biologia della Conservazione che investiga, per ciascuna specie, quali aspetti dell'ecologia, del comportamento, della genetica e della storia evolutiva possono influenzare la capacità di una popolazione (o specie) di persistere e rimanere vitale in risposta a processi di minaccia di origine antropica, tra cui la frammentazione ed i disturbi ad essa collegati (Mace *et al.*, 2001). L'individuazione di priorità in questo campo appare indispensabile nella predisposizione di interventi di pianificazione, progettazione e management ambientale (Melbourne *et al.*, 2004).

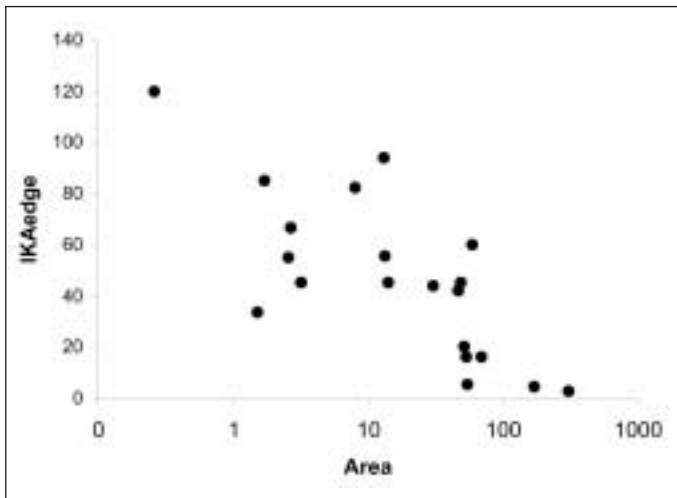


Figura 19. Diagramma area (in scala logaritmica) / abbondanza totale delle specie marginali (edge species; cfr. testo; IKAedge) relativi ad un "arcipelago" di 20 frammenti forestali studiati in Provincia di Roma (area Cornicolana; Lorenzetti, 2003).

Limitatamente alla fauna selvatica, tra le caratteristiche intrinseche alle specie, necessarie a valutare la sensibilità di ciascuna di esse al processo di frammentazione, si possono considerare l'ampiezza di nicchia, le dimensioni dello *home-range*, le modalità di uso degli elementi del mosaico ambientale, l'attitudine a disperdersi, ecc. (Bright, 1993; Dooley e Bowers, 1996).

Una recente revisione (Henle *et al.*, 2004) ha valutato i predittori determinanti per valutare la sensibilità di una specie al processo di frammentazione. Secondo la revisione condotta da questi Autori, le specie rare in termini di abbondanza numerica, che necessitano di aree di rilevante estensione e sono soggette a fluttuazioni demografiche naturali, che mostrano un basso potenziale riproduttivo e una scarsa capacità dispersiva oltre che una specializzazione ecologica elevata, possono rientrare tra le specie intrinsecamente sensibili al processo di frammentazione.

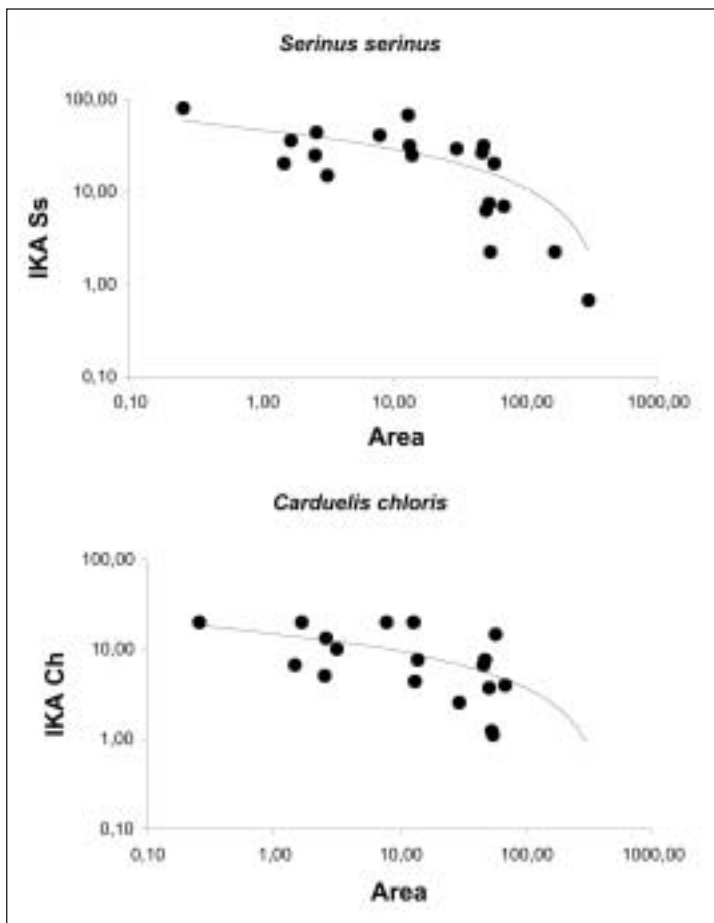


Figura 20. Diagramma area del frammento vs. Abbondanza (IKA: indice chilometrico di abbondanza, espresso in ind./km; variabili in scala logaritmica) di due specie di Passeriformi, Verzellino (*Serinus serinus*) e Verdone (*Carduelis chloris*), in 20 frammenti forestali (querceti mesofili) dell'hinterland romano (Lorenzetti, 2003). E' evidente la riduzione in abbondanza all'aumentare delle dimensioni del frammento attorno ai 100 ettari: queste specie possono essere definite marginali (edge species), legate a frammenti di ridotte dimensioni e ai settori di margine. Tale tendenza è risultata evidente anche prendendo come parametro la frequenza relativa (peso della specie all'interno della comunità).

Specie stenoecie, dotate di scarsa vagilità (*poor disperser*), sensibili all'estensione (*area-sensitive*) e alla "qualità" del proprio habitat, o presenti naturalmente con basse densità, possono rispondere negativamente al processo di frammentazione sin dalle fasi iniziali mostrando conseguenze a livello di abbondanza e di distribuzione ad una determinata scala spaziale (Kareiva e Wennergren, 1995; Farina, 2001).

In particolare, per quel che riguarda gli ambienti forestali, le specie definite *interior* (di "interno" forestale, si vedano Wilcove *et al.*, 1986 e Massa e Ingegnoli, 1999) e alle quali si è già accennato più volte, possono risentire della riduzione superficiale del proprio habitat, dell'effetto margine e della competizione con le specie generaliste, queste ultime divenute più abbondanti in seguito alle trasformazioni ambientali indotte dalla frammentazione. Al contrario, queste ultime possono trarre vantaggio dai paesaggi che mostrano un elevato grado di frammentazione; in queste condizioni infatti i diversi elementi del mosaico possono essere percepiti come ambienti ecologicamente polifunzionali (Schonewald-Cox e Buechner, 1992; Bolger *et al.*, 2001). Queste specie, a differenza delle *interior*, possono essere presenti anche in ambienti pesantemente trasformati dall'uomo. La matrice può, infatti, fornire un habitat alternativo ad alcune specie generaliste nonché a molte fra le specie introdotte accidentalmente che possono, inoltre, beneficiare dei disturbi che, in seguito alla frammentazione, avvengono al margine dei frammenti (accumulo di nutrienti, cambiamenti nella struttura delle comunità, ecc.; Celada, 1995; Davies *et al.*, 2001).

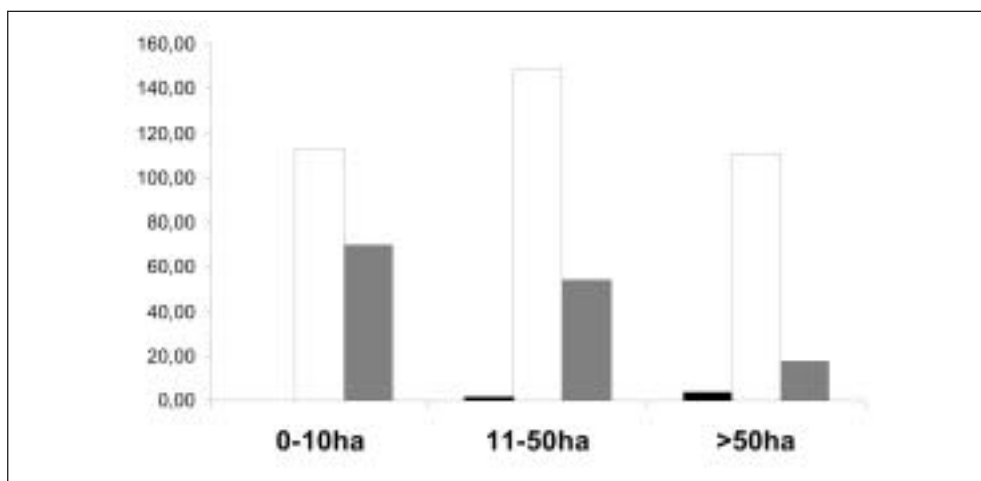


Figura 21. Abbondanze totali (in individui/km; in ordinata) relative a tre gruppi ecologici di uccelli nidificanti suddivisi in tre classi dimensionali di frammenti forestali. Interior: specie strettamente forestali (in nero), specie forestali in senso lato (wood species s.l.; in bianco), marginali (edge species; in grigio; cfr. testo). Si noti l'aumento in abbondanza totale delle interior in frammenti con l'aumentare della superficie e la corrispondente riduzione in abbondanza delle specie marginali (Lorenzetti, 2003).

In merito ad una possibile classificazione delle specie secondo il loro legame a condizioni di “interno forestale”, di margine e di ambiente aperto, Villard (1998) ha distinto le specie in:

- *forest-interior specialists*: sono le specie che nidificano (o localizzano il proprio territorio/*home range*) solo all'interno di aree forestali e tendono ad evitare gli ambienti di margine;
- *interior-edge generalists*: presenti in ambienti forestali senza distinzioni in merito alla posizione occupata (se marginale o no);
- *edge species*: specie legate al margine forestale;
- *field-edge species*: specie rivenibili in ambienti aperti e lungo i margini forestali.

Lo stesso Autore sottolinea comunque come siano ancora scarsi gli studi a riguardo e come tale classificazione debba ancora essere meglio definita.

Bolger *et al.* (1997) hanno identificato tre gruppi sulla base della loro risposta all'effetto margine e alla frammentazione: svantaggiate (*edge/fragmentation reduced species*); avvantaggiate (*edge/fragmentation enhanced species*); con risposta neutra (generaliste, abbondanti e relativamente ben distribuite alla scala di indagine)(Fig. 19, 20, 21).

Sotto il profilo evolutivo, le specie strettamente legate a tipologie ecosistemiche già di per sé altamente disperse e frammentate per cause naturali (es. laghi, cavità, aree sommitali) hanno sviluppato, in linea generale, adattamenti a sopravvivere in queste condizioni e a disperdersi tra questi habitat naturalmente isolati tra di loro; viceversa, le specie legate a tipologie ambientali originariamente distribuite con continuità, proprio perché non adattate alle nuove condizioni venutesi a creare, possono mostrare più difficoltà a disperdersi in paesaggi frammentati (Kareiva e Wennergren, 1995; Orians e Soulé, 2001).

Brooker *et al.* (1999) e Bolger *et al.* (2001) hanno indicato come la sensibilità alla frammentazione delle specie e la loro capacità di sopravvivere in tempi lunghi in piccole popolazioni isolate possa essere dovuta, almeno in parte, alla loro relativa capacità di disperdersi attraverso aree antropizzate. Le specie più sensibili mostrano, infatti, una scarsa attitudine alla dispersione in ambienti trasformati dall'uomo e, conseguentemente, fanno osservare i maggiori tassi di estinzione in frammenti isolati (Bolger *et al.*, 2001).

A tal proposito, è utile ricordare come alcune fra le specie più sensibili compensino la scomparsa e la frammentazione del proprio habitat ottimale spostandosi verso altri tipi di habitat meno idonei (fenomeno definito *habitat compensation* da Norton *et al.*, 2000) mentre altre, al contrario estremamente specializzate, possono mostrare una tendenza a non allontanarsi dal sito natale (fenomeno definito *site-te-*

nacity), specialmente se i frammenti ecologicamente idonei sono molto isolati. Ciò espone in questo caso le specie ad un aumento del rischio di estinzione locale a causa della riduzione della dimensione effettiva della popolazione, del conseguente aumento del tasso di *inbreeding* e della erosione della variabilità genetica (Wiens, 1976). Rispetto a quest'ultimo caso esistono tuttavia alcune eccezioni. Gibbs (1998) ha infatti osservato come, in alcune specie di anfibi, e in presenza di infrastrutture artificiali, sono paradossalmente le specie a maggior capacità dispersiva, oltre che specializzate e presenti con basse densità, ad essere le meno tolleranti alla frammentazione, proprio perché possono subire una mortalità elevata durante la dispersione (ad esempio a causa del traffico veicolare). Le specie che si estinguono per prime nei frammenti residui (si veda il processo di *species relaxation* in par. 1.6) sono, in ogni caso, quelle più strettamente legate alle condizioni pre-frammentazione come, ad esempio, le specie che richiedono grandi aree per compiere le loro funzioni vitali o che presentano una elevata specializzazione (Saunders *et al.*, 1991). Queste specie raramente vengono rilevate in contesti territoriali che mostrano un grado medio-elevato di antropizzazione.

Numerosi studi vengono pubblicati sull'argomento su riviste scientifiche quali *Conservation Biology*, *Biological Conservation*, *Ecography*, *Biodiversity and Conservation*, *Journal of Applied Ecology*, *American Naturalist* e tante altre che contengono con una certa frequenza lavori relativi a tale ambito disciplinare.

Fra i vertebrati la capacità a persistere in frammenti di habitat idoneo o a disperdersi e colonizzare, sembra legata, almeno in parte, alle generali caratteristiche ecologiche del gruppo sistematico di appartenenza. Seppur in via estremamente generale, Cody (1986) ha indicato come i rettili tendano a persistere in ambienti frammentati ed isolati, differentemente da gran parte delle specie di uccelli e mammiferi. Inoltre, benché con numerose eccezioni, la maggior parte degli uccelli sono buoni colonizzatori (per le proprie caratteristiche intrinseche: anatomico-funzionali ed eco-etologiche) contrariamente a gran parte dei rettili. Conseguentemente, questo Autore ipotizza come la frammentazione degli ambienti naturali possa influenzare marcatamente (ad esempio sul piano genetico e demografico) alcune specie di mammiferi (che non persistono ed hanno difficoltà a ricolonizzare) e, in misura minore, gran parte delle specie di uccelli e di rettili (i primi possono non persistere ma ricolonizzare facilmente, mentre può accadere il contrario per gli altri). Si tratta, tuttavia, di una generalizzazione estrema ed esistono marcate differenze in seno ai diversi gruppi.

Di seguito, a puro scopo indicativo, si accenna ad alcune delle conoscenze acquisite sugli effetti della frammentazione a livello di singole specie e gruppi, limitatamente alla fauna di vertebrati terrestri. Riguardo agli effetti della frammentazione sull'ittiofauna e sugli invertebrati si rimanda alla letteratura specifica. Alcuni esempi, ri-



Figura 22. “Piscina” a Castelporziano. Questi ambienti sono estremamente localizzati nelle aree di pianura e, in taluni casi, inseriti in una matrice paesistica trasformata che non consente le dinamiche dispersive tra siti riproduttivi (ad esempio negli anfibi). In queste condizioni eventi stocastici, non prevedibili possono portare ad effetti catastrofici sulle singole sottopopolazioni. Foto dell'autore.

guardanti gli effetti sull'entomofauna sono riportati in altre parti del volume (si vedano anche Carpaneto e Fattorini, 1999; Zapparoli, 1997; Zapparoli, 2002a). Bologna (2002), a tal proposito, sottolinea quanto siano marcati gli effetti del processo di frammentazione in quelle comunità di invertebrati tipiche di ecosistemi altamente frammentati come nei crostacei d'acqua dolce, negli insetti acquatici, di ripa e di formazioni palustri e degli ambienti dunali e retrodunali. Questo Autore riporta inoltre, a titolo esemplificativo, numerosi casi di rarefazioni e estinzioni locali tra i coleotteri carabidi più specializzati. Un esempio di rarefazione a scala nazionale è quello relativo al coleottero cetoniide *Osmoderma eremita* legato ad alberi vetusti e, conseguentemente, distribuito con un areale estremamente ridotto e puntiforme (ad esempio nel Lazio tale specie risulta presente solo nelle ville storiche romane e a Castelporziano; Bologna, 2002; Zapparoli, 2002a; Zapparoli, 2002b). Ranius (2000), studiando una metapopolazione di questa specie in Svezia, ha osservato come questa mostri una limitata capacità dispersiva rivelandosi quindi molto sensibile alla frammentazione del proprio habitat.

Infine, tra i crostacei d'acqua dolce e a puro titolo di esempio, Iaconelli (1999)

ha recentemente analizzato le problematiche genetiche indotte dall'isolamento nelle popolazioni di Gambero di fiume (*Austropotamobius italicus*) nell'alto Lazio.

Anfibi e Rettili

Riguardo all'erpetofauna, esiste una specifica letteratura relativa alla loro sensibilità alla frammentazione (per gli anfibi, si vedano le sintesi di Scoccianti, 2001 e Scalera, 2003).

L'estrema frammentazione e isolamento dei biotopi umidi e umido-forestali in aree planiziarie è, per esempio, all'origine della estrema rarefazione ed estinzione locale di popolazioni e specie di anfibi (Fig. 22). Da Bon e Mezzavilla (1998) vengono riportati alcuni casi che evidenziano l'attuale localizzazione ed estinzione locale delle popolazioni di Rana di Lataste (*Rana latastei*) nella pianura padana.

Tra le diverse componenti del processo, l'isolamento influenza in modo marcato le popolazioni di gran parte delle specie di anfibi. Giacoma (1993) ha evidenziato, al pari di altri fattori, il ruolo della distanza tra popolazioni di alcune specie e siti riproduttivi nel determinare la loro presenza e diffusione: ciò è valido in particolare, tra le specie studiate, per il Rospo comune (*Bufo bufo*).

In ambito urbano, ove si assiste ad un isolamento di tipo estremo degli habitat residui, alcune specie di anfibi con ridotta capacità dispersiva mostrano una



Figura 23. *Rana italiana* (*Rana italica*). Foto: A. Venchi.

estrema localizzazione dei siti di presenza, con conseguenze sulla vitalità a lungo termine delle loro metapopolazioni. Gli ambienti urbanizzati sono stati ampiamente studiati a questo proposito. A Roma, per esempio, Isotti e Cignini (1997), Bologna *et al.* (2001), Bologna *et al.* (2003) e Della Rocca *et al.* (in stampa) hanno sottolineato più volte la localizzazione delle popolazioni di Rospo smeraldino (*Bufo viridis*) e di Salamandrina dagli occhiali (*Salamandrina terdigitata*), ipotizzando una loro scarsa vitalità in tempi lunghi. Il recente Atlante degli anfibi e rettili di Roma (Bologna *et al.*, 2003) ha mostrato come alcune specie più euriechie (ad esempio, Rospo comune, *Bufo bufo*, Rana verde di Berger, *Rana bergeri* e Rana verde di Uzzell, *Rana kl. hispanica*) risultino ancora ben distribuite nell'area urbana, pur se con *pattern* spaziali che risentono della frammentazione dei rispettivi habitat. Altre specie, al contrario, mostrano una estrema localizzazione dei siti, con popolazioni prossime alla scomparsa locale (tra queste, la Raganella italiana, *Hyla intermedia*, la Rana dalmatina, *Rana dalmatina*, la Rana italiana, *R. italica*, la Salamandrina dagli occhiali, *Salamandrina terdigitata*). In Provincia di Roma un recente studio, promosso nell'ambito della redazione del piano di assetto di una Riserva naturale di interesse provinciale ("Macchia di Gattaceca e del Barco"; L.R. Lazio n. 29/1997) ha evidenziato l'isolamento di alcune popolazioni di Rana italiana (*Rana italica*) nelle aree forestali residue dell'area metropolitana romana, ove si assiste ad una progressiva urbanizzazione della matrice paesistica a cui si aggiunge una progressiva ri-



Figura 24. Testuggine terrestre (*Testudo hermanni*). Foto dell'autore.

duzione della qualità delle acque (Bologna e Bombi, ined.) (Fig. 23). A Palermo l'espansione edilizia degli ultimi decenni ha, di fatto, isolato in modo estremo i siti di Discoglossus dipinto (*Discoglossus pictus*) e di Raganella italiana (*Hyla intermedia*) tanto che quest'ultima specie non è stata più rinvenuta in gran parte dei frammenti residui potenzialmente idonei inseriti nella matrice urbanizzata della città (Di Palma *et al.*, 1997). A Milano, uno studio condotto su 84 zone umide dell'hinterland e su 7 specie di anfibi ha mostrato che le più diffuse sono risultate la Rana verde (*Rana lessonae*) e la Raganella italiana (*Hyla intermedia*; Ficetola, 2003). Entrambe queste specie mostrano buone capacità dispersive e sono in grado di superare barriere antropiche di modeste dimensioni rispetto ad altre specie; il Rospo comune (*Bufo bufo*), la Rana di Lataste (*Rana latastei*), il Tritone crestato italiano (*Triturus carnifex*) e il Tritone punteggiato (*Triturus vulgaris*) figurano, al contrario, fra le specie più vulnerabili (si veda anche quanto riportato da Zapparoli, 2002b, sulla Rana agile, *Rana dalmatina*). Secondo Biondi *et al.* (2003), che hanno studiato gli effetti potenziali delle infrastrutture su un campione di specie, il Rospo comune (*Bufo bufo*) mostra una media incompatibilità alle aree frammentate, il Tritone crestato italiano (*Triturus carnifex*) presenta un'alta incompatibilità ed infine la Salamandra pezzata (*Salamandra salamandra*) mostra una incompatibilità altissima (cfr. anche par. 1.9). In ogni caso altri fattori locali, oltre all'effetto barriera indotto dalle infrastrutture e il conseguente isolamento dei relativi habitat, possono aggiungersi nel determinare i *pattern* di distribuzione osservati alla scala urbana (come la presenza di specie ittiche o le alterazioni delle condizioni fisico-chimiche delle acque; Ficetola, 2003).

Il destino di queste popolazioni urbane e dei loro dinamismi a scala più ampia appare quindi seriamente compromesso a causa della alterazione, in alcuni casi irreversibile, delle condizioni ecologiche necessarie per il mantenimento della loro vitalità. A tal proposito, è stato suggerito recentemente come sarebbe più opportuno concentrare gli sforzi di ricerca sullo studio di alcuni processi in atto (es., estinzioni locali) piuttosto che ipotizzare interventi mirati al ripristino della connettività per queste specie, il più delle volte di difficile attuazione, almeno in contesti altamente urbanizzati (Battisti *et al.*, 2002). Ciò è valido per l'erpetofauna come per tutti gli altri gruppi a scarsa vagilità (micromammiferi, alcuni insetti, ecc.).

Anche fra i rettili la frammentazione interviene su determinate specie sensibili. Fra i tanti, si possono citare i lavori condotti nella Francia meridionale (Longepierre *et al.*, 2001) e in Italia centrale (Luiselli e Capizzi, 1997) sulla sensibilità al processo, rispettivamente, della Testuggine terrestre (*Testudo hermanni*) (Fig. 24) e di alcune specie di serpenti. Bon e Mezzavilla (1998) hanno riportato le problemati-

che di isolamento che riguardano le popolazioni relitte di Marasso (*Vipera berus*), di Lucertola vivipara (*Zootoca vivipara*) e di Testuggine d'acqua europea (*Emys orbicularis*) nella pianura padana.

Semenzato *et al.* (1998), per la pianura veneta, fanno notare come l'alterazione chimico-fisica dei corpi idrici, la semplificazione del paesaggio agrario, la competizione con l'alloctona Testuggine dalle guance rosse (*Trachemys scripta*) e la presenza di barriere infrastrutturali e diffuse (urbane e industriali) stiano pregiudicando la continuità distributiva a scala regionale della Testuggine d'acqua europea (*Emys orbicularis*). I canali artificiali di bonifica, ove viene rilevata la specie, potrebbero, ad una prima analisi, apparentemente essere considerati habitat alternativi (oltre che essere utilizzati come corridoi di dispersione): in realtà, sembra che essi rappresentino, al contrario, habitat poco idonei (*sink*) che non garantiscono a lungo la sopravvivenza delle popolazioni di questa specie nell'area.

Biondi *et al.* (2003) hanno osservato una incompatibilità medio-alta alla frammentazione urbana e infrastrutturale nel Ramarro occidentale (*Lacerta bilineata*) e bassa nelle lucertole (genere *Podarcis*). In ambienti urbanizzati italiani, Zapparoli (2002b) sottolinea la condizione relittuale del Ramarro occidentale (*Lacerta bilineata*), del Saettone (*Elaphe longissima*) e della Vipera comune (*Vipera aspis*) a causa della trasformazione e frammentazione dei relativi habitat.

Uccelli

E' attualmente disponibile un'ampia letteratura sull'avifauna sensibile al processo di frammentazione, benché gran parte degli studi siano ancora limitati agli habitat forestali (tra i primi, Moore e Hooper, 1975; Forman *et al.*, 1976, e successivamente, Middleton e Merriam, 1983; Haila e Hanski, 1984; Opdam *et al.*, 1985; Blake e Karr, 1987; Bolger *et al.*, 1991; Mc Collin, 1993; Andrén, 1994; Simberloff, 1994; Bellamy *et al.*, 1995; Bellamy *et al.*, 1996a; Norton *et al.*, 2000; per l'Italia, cfr. Celada e Bogliani, 1993; Bogliani, 1995; Massa *et al.*, 1998; Papi e Capizzi, 1998; Pompilio, 1998; Battisti, 2001).

Questi lavori hanno cercato di valutare la sensibilità delle singole specie sia alla frammentazione in senso lato che rispetto alle singole componenti del processo. E' stato, ad esempio, osservato come alcune specie di uccelli mostrino una sensibilità alla superficie del frammento e, a tal proposito, esse sono state definite *area-sensitive* ("specie che si rinvengono più frequentemente o aumentano di densità con l'aumentare dell'area del frammento"; Villard, 1998; Boulinier *et al.*, 1998; si vedano, ad esempio, molte fra le specie appartenenti ai generi *Picoides*, *Dryocopus*,

Sitta e quanto riportato riguardo a *Seiurus aurocapillus*, un migratore neotropicale diffuso in paesaggi forestali frammentati del Nord Est degli Stati Uniti e del Canada; Farina, 2001). Riguardo ai piciformi, oltre ai lavori nordamericani e europei, esistono evidenze anche in altri contesti: in Giappone, Natuhara e Imai (1999) hanno osservato il legame di una locale specie di picchio (*Dendrocopus kizuki*) con aree forestali di estensione relativamente ampia, non essendo stati rinvenuti individui di questa specie in frammenti di superficie inferiore a 20 ettari.

Anche in Europa e in Italia esistono evidenze in tal senso. Alcune specie legate ad ecosistemi forestali maturi mostrano, infatti, una spiccata sensibilità al parametro area del frammento. Tra queste, oltre ad alcuni grandi predatori (es. rapaci forestali) e piciformi, figurano anche alcuni passeriformi relativamente diffusi, tra cui la Ghiandaia (*Garrulus glandarius*) (Hinsley *et al.*, 1995).

Semenzato e Amato (1998) hanno osservato rispetto al XIX secolo la scomparsa da alcuni querceti planiziari veneti, ora isolati e di piccole dimensioni (da 2 a 24 ettari), di specie altrove ancora relativamente abbondanti e diffuse, come la Cincia

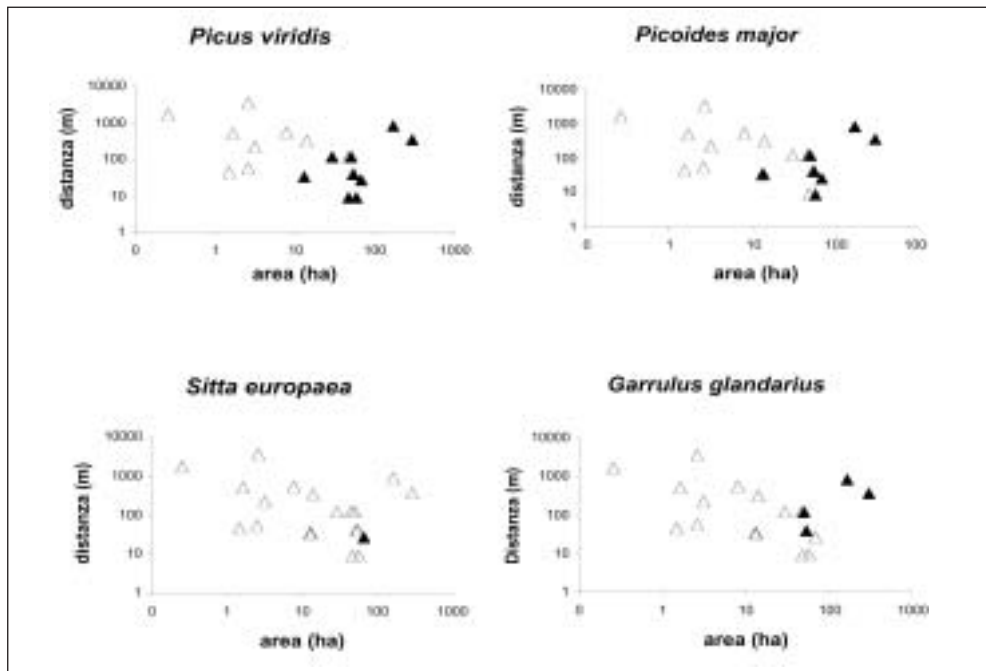


Figura 25. Pattern area/isolamento (scala logaritmica) della presenza/assenza di quattro specie interior forestali (Picchio verde, *Picus viridis*; Picchio rosso maggiore, *Picoides major*; Picchio muratore, *Sitta europaea*; Ghiandaia, *Garrulus glandarius*) in un settore a nord-est della città di Roma (Battisti *et al.*, 2003; Lorenzetti, 2003). In scuro i frammenti forestali occupati dalle singole specie. Si noti come tutte le specie mostrino una disposizione dei punti nel settore destro del grafico (frammenti di area maggiore).



Figura 26. *Picchio muratore* (*Sitta europaea*). Questa specie è tra le più sensibili alle diverse componenti della frammentazione (v. testo). (Foto: R. Siniscalchi).

bigia (*Parus palustris*), il Picchio muratore (*Sitta europaea*), il Rampichino (*Certhia brachydactyla*). Quest'ultima specie è rara e localizzata nell'alta pianura lombarda, analogamente ad altre specie forestali (come, ad esempio, il Picchio verde, *Picus viridis*), tanto che la loro presenza in frammenti residui costituisce un elemento degno di nota (Mastrorilli *et al.*, 2002).

Oltre all'area dei singoli frammenti, molte specie possono essere sensibili ad una riduzione nella superficie di habitat a scala di paesaggio. E' infatti importante ricordare come per quelle specie la cui scala di riferimento è più ampia dei singoli frammenti sia necessario riferirsi alla proporzione complessiva di superficie idonea disponibile a scala di paesaggio più che alla superficie delle singole isole di habitat (cfr. Andrén, 1994). Santolini *et al.* (2003), analizzando una gran mole di dati a scala nazionale, hanno osservato una netta riduzione nella densità della Cincia bigia (*Parus palustris*) in quegli ambiti territoriali ove la superficie forestale a scala di paesaggio si collocava al di sotto della soglia del 70 % sul totale. Sempre in questo lavoro è stato, inoltre, evidenziato un calo numerico del Rampichino (*Certhia brachydactyla*)

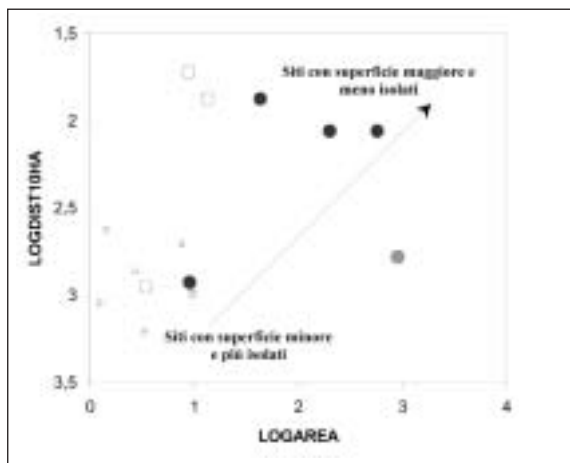


Figura 27. Pattern relativo al numero di specie interior forestali (le stesse di figura 25) in un diagramma area/isolamento relativo ad un arcipelago di frammenti forestali della Provincia di Terni. Cerchi neri: 3 specie; grigio: 2; cerchio vuoto: 1; punto: 0 (Bianconi, 2003; Bianconi et al., 2004). Entrambe le variabili espresse in scala logaritmica (LOGDIST10HA: distanza dal frammento più vicino con superficie maggiore di 10 ha; LOGAREA: area del frammento).

E' evidente come nel settore in alto a destra (frammenti di maggiori dimensioni e meno isolati) siano state rilevate i valori più elevati. Ulteriori fattori (struttura della vegetazione, tipologia della matrice e altri fattori a scala di paesaggio) concorrono comunque a determinare numero di specie e loro abbondanza.

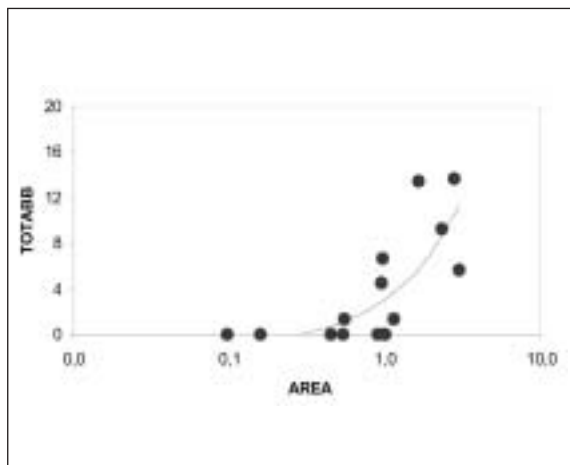


Figura 28. In uno studio effettuato in provincia di Terni l'abbondanza totale di quattro specie, conosciute dalla letteratura come relativamente sensibili alla frammentazione (vedi Figura 25), è risultata correlata in modo diretto all'area dei singoli frammenti (TOTABB: abbondanza totale delle specie; AREA: area dei frammenti, in scala logaritmica). Si noti l'incremento nelle abbondanze totali alla soglia dei 10 ha e la cumulazione dei valori oltre i 100 ha. Altri fattori a scala di paesaggio, oltre alla superficie del frammento, possono comunque influenzare il pattern di distribuzione locale delle specie (Bianconi, 2003; Bianconi et al., 2004; Battisti et al., 2003).

all'aumentare della estensione proporzionale dei seminativi sull'area totale.

Winter e Faaborg (1999) hanno comunque sottolineato come, per definire una specie *area-sensitive*, fosse importante condurre anche studi di tipo demografico più complessi e non solamente basati su tecniche di censimento e di rilevamento delle presenze.

Oltre all'area, anche il grado di isolamento rappresenta un fattore che può essere determinante nell'influenzare la presenza, l'abbondanza e la distribuzione, a scale differenti, di alcune specie animali. Esiste già una notevole mole di dati in merito agli uccelli. Fra i passeriformi è nota, ad esempio, la sensibilità all'isolamento del Picchio muratore (*Sitta europaea*), specialmente nella fase di dispersione giovanile

(Cieslak, 1985; Matthysen, 1998a; Matthysen, 1998b). Van Langevelde (2000) ha riportato come la probabilità di colonizzazione di frammenti forestali da parte di questa specie fosse strettamente legata al numero di frammenti occupati presenti in un raggio di 2 km. Questa specie, in habitat non frammentati, mostra distanze di dispersione che raramente superano i 4 km (con una mediana delle distanze di solo 1 km). Anche in Italia esistono evidenze in proposito. In aree altamente antropizzate come le città emiliane della pianura padana, gli ambienti verdi urbani rappresentano per questa specie delle vere e proprie isole di habitat (Dinetti, 2003; cfr. anche Massa *et al.*, 1998 e Massa, 2001).

Hinsley *et al.* (1995) individuano, a livello europeo, alcuni piciformi (fra cui il Picchio rosso maggiore, *Picoides major* ed il Picchio verde, *Picus viridis*) e passeriformi (il Picchio muratore, *Sitta europaea* e la Ghiandaia, *Garrulus glandarius*) come sensibili ai fattori area ed isolamento (Fig. 25, 26, 27, 28). Moore e Hooper (1975) e McCollin (1993) hanno indicato anche il Picchio rosso minore (*Picoides minor*) come specie sensibile. Recenti studi, ancora preliminari, condotti in Italia centrale (Provincia di Terni e Roma) hanno confermato la sensibilità dei Piciformi (Battisti *et al.*, 2003; Bianconi *et al.*, 2004; Lorenzetti *et al.*, in prep.). Relativamente all'Italia settentrionale, in frammenti forestali della Pianura Padana sono sta-

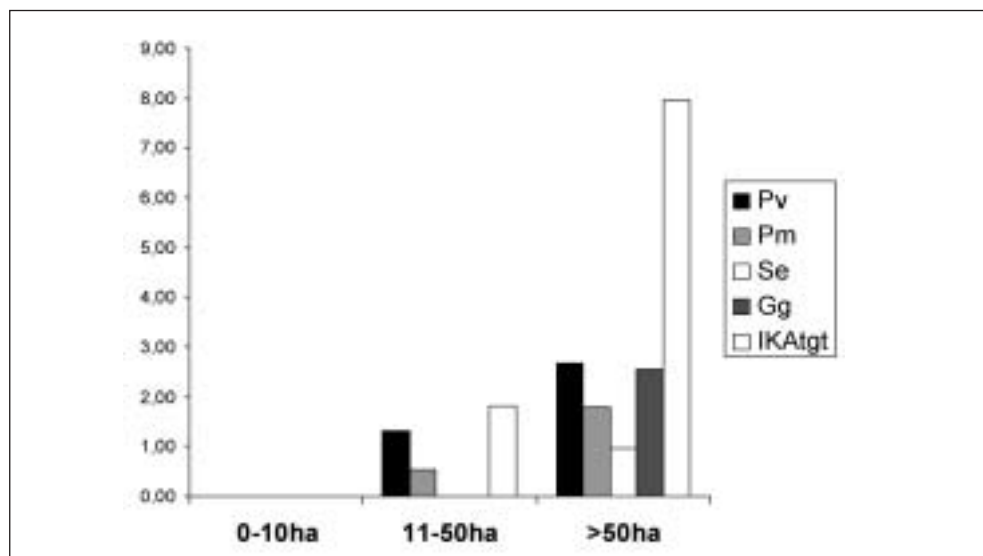


Figura 29. Abbondanza media di quattro specie sensibili (cfr. fig. 25; valori espressi in ind./km) in classi dimensionali di frammenti forestali (20 querceti decidui dell'area cornicolana; settore nord-est della Provincia di Roma; Lorenzetti, 2003). Si noti l'assenza delle specie nei frammenti forestali con superficie inferiore ai 10 ha. Pv: *Picus viridis*; Pm: *Picoides major*; Se: *Sitta europaea*; Gg: *Garrulus glandarius*; IKAtgt: Abbondanza totale delle quattro specie.

te individuate alcune specie sensibili alla frammentazione del proprio habitat definite *lowland forest species* (Poiana, *Buteo buteo*, Picchio verde, *Picus viridis*, Picchio rosso maggiore, *Picoides major*, Cincia bigia, *Parus palustris*, Picchio muratore, *Sitta europaea*) (Massa et al., 1998; Massa, 2001).

Alcuni Autori hanno distinto le specie in tipi ecologicamente differenti sulla base del loro legame a condizioni interne o marginali presenti nei frammenti e alla loro sensibilità all'effetto margine (Wilcove *et al.*, 1986; Kluza *et al.*, 2000). La "qualità" dell'habitat può essere infatti considerata un'altra variabile, oltre ai parametri area e isolamento, che può essere alterata in seguito alla frammentazione antropogenica.

Tuttavia la distinzione in specie di margine (*edge*) e "interne" (*interior*), già in parte accennata nelle pagine precedenti, è ancora lungi dall'essere definita e chiara, sussistendo, piuttosto, un gradiente di sensibilità a condizioni di margine o di interno ed essendo estremamente complesso valutare i differenti parametri di "qualità"/idoneità per le diverse specie e in diversi contesti geografici (Farina, 2001). Comunque, almeno come inquadramento preliminare e generale, gran parte delle specie appartenenti ai generi *Picoides*, *Troglodytes*, *Sitta* e *Certhia* sembrano mostrare, seppur in misura differente, un legame con le condizioni ecologiche interne ai frammenti (*forest interior species*). Il più delle volte, infatti, le specie appartenenti a questi generi, prevalentemente legate ad ambienti forestali maturi, risultano meno abbondanti in piccoli frammenti forestali isolati o in contesti territoriali ove la superficie idonea di habitat a scala di paesaggio è sotto un valore soglia (Ambuel e Temple in Kluza *et al.*, 2000) (Fig. 29). Tuttavia, benché alcuni Autori sottolineino una sensibilità di alcune fra queste specie (Moore e Hooper, 1975; Møller, 1987; Landmann, 1998; Massa *et al.*, 2000), altri (es., Rubolini *et al.*, 2003) esprimono riserve in merito alla caratteristica di interior per quel che riguarda almeno i due picchi più comuni (Picchio verde e Picchio rosso maggiore). Queste specie, infatti, così come molti rapaci forestali e legati ad ambienti a mosaico, sono relativamente abili a disperdersi in paesaggi con un certo grado di frammentazione, incorporando molti piccoli frammenti all'interno di un singolo *home-range* o territorio (che può inoltre aumentare in superficie) e possono compensare così la perdita di habitat dovuta a frammentazione (McCollin, 1993). E', quindi, possibile che individui di queste specie possano essere rinvenuti in frammenti di piccolissime dimensioni (al limite, singoli alberi) utilizzati come *stepping-stones* nelle loro dinamiche più ampie alla scala di paesaggio (Desrochers e Hannon, 1997). La loro presenza in queste condizioni estreme di frammentazione può non indicare quindi una assenza di sensibilità al processo.

Esistono evidenze anche riguardo alla sensibilità alla "qualità" ambientale e al

disturbo antropico, oltre che alla frammentazione in senso lato, da parte di altre specie strettamente forestali come l'Astore (*Accipiter gentilis*; Andrén, 1994; Cieslak, 1985 e, per l'Italia, Campora e Silvano, 2003) e lo Sparviero (*Accipiter nisus*; Helle, 1985). La disponibilità di alberi maturi nei frammenti è, tra l'altro, un fattore chiave per le specie nidificanti all'interno di cavità (*hole-nesters*) che può pregiudicare la presenza nei frammenti forestali (vedi ad esempio i piciformi e, tra i passeriformi, il Picchio muratore, *Sitta europaea*; McCollin, 1993).

Molti Autori, infine, hanno fornito indicazioni riguardanti la sensibilità alla frammentazione di alcuni passeriformi forestali ancora ampiamente diffusi e comuni all'interno del proprio areale (a titolo di esempio, Helle, 1985, per Regolo, *Regulus regulus*; Cincia mora, *Parus ater*; Rampichino alpestre, *Certhia familiaris*; Opdam *et al.*, 1985 per Luì verde, *Phylloscopus sibilatrix*; Cincia bigia, *Parus palustris*; Rampichino, *Certhia brachydactyla*; Cieslak, 1985 per Ciuffolotto, *Pyrrhula pyrrhula*; Hinsley *et al.*, 1995 per Scricciolo, *Troglodytes troglodytes*; Bellamy *et al.*, 1996a per Fringuello, *Fringilla coelebs*). Un recente lavoro di Fornasari *et al.* (2002) definisce il "baricentro ecologico" di un gran numero di specie comuni nidificanti in Italia sulla base dei dati forniti da un progetto specifico (MITO2000). In tal senso tale parametro può essere di grande utilità per individuare le specie più strettamente legate a determinate tipologie ambientali e come tali specialiste e, in linea generale, potenzialmente sensibili alla alterazione dei relativi parametri spaziali e qualitativi di habitat.

Viceversa gran parte delle specie, appartenenti ai generi *Corvus* e *Turdus* mostrano una affinità maggiore verso condizioni tipiche di aree di margine e possono, così, essere definite specie marginali (o *edge*; Kluza *et al.*, 2000). Quanto osservato in Nord America è stato riscontrato anche nelle specie appartenenti ad alcuni fra i generi sopra elencati in Europa (vedi, tra i tanti, Hinsley *et al.*, 1995).

La presenza di specie marginali può determinare effetti negativi sulle specie *interior* (Fahrig, 1997; si veda anche Bennett, 1999). Come accennato in precedenza (vedi par. 1.8), molte specie generaliste, tipiche di ambienti marginali e antropizzati, possono predare uova e nidiacei di specie *interior* o parassitarne i nidi e ciò avviene in proporzione maggiore in frammenti con rapporto perimetro/area elevato (si veda, ad esempio, Friesen *et al.*, 1999).

Il parassitismo e la predazione dei nidi risulterebbero fattori importanti nella riduzione in abbondanza delle specie *interior* forestali in paesaggi frammentati. In aree edificate all'interno di settori forestali l'alto tasso di predazione dei nidi, causato da un aumento nel numero e nella abbondanza di specie marginali, conseguente all'aumento in superficie delle aree di margine, può provocare un declino in abbondanza delle specie più sensibili (Kluza *et al.*, 2000). Robinson *et al.* (cit. in Kluza *et al.*,

2000) hanno osservato come l'entità dell'impatto dovuto a questo tipo di disturbo fosse inversamente proporzionale alla percentuale di area forestale presente a scala di paesaggio. Come osservato da questi Autori, questo tipo di frammentazione, "a grana sottile" (*fine-grained*), non è rilevabile a scale non dettagliate e può influenzare, in modo particolare, l'abbondanza degli uccelli migratori strettamente forestali.

Determinate specie possono mostrare una sensibilità anche all'interazione fra alcune delle componenti (area, isolamento, "qualità") del processo di frammentazione. In alcuni arcipelaghi del Nord Europa, Lomolino (2000) ha rilevato una rela-



Figura 30. Cannaiola (*Acrocephalus scirpaceus*) durante le operazioni di inanellamento scientifico. Foto. A. Sorace.

zione tra la distribuzione e i fattori area e isolamento delle singole isole in alcune specie di passeriformi (Cincia bigia, *Parus palustris*, Cincia dal ciuffo, *P. cristatus*, Picchio muratore, *Sitta europaea*). Questo Autore ha inoltre osservato come l'area minima necessaria alla vitalità delle sottopopolazioni di queste specie nelle singole isole aumentasse con l'incremento dell'isolamento. Trattandosi, in questo caso, di isole continentali è possibile, benché con una certa cautela, ipotizzare un comportamento simile in frammenti di habitat residui sulla terraferma.

La sensibilità alla frammentazione differisce fra le specie di uccelli in funzione



Figura 31. Aree umide di piccole dimensioni possono essere funzionali alle dinamiche di molte specie di uccelli, ad esempio come punto di sosta per migratori a lungo raggio. Tali aree lungo il litorale laziale sono il più delle volte inserite in una matrice paesistica fortemente antropizzata (nella foto: l'area umida protetta Monumento naturale "Palude di Torre Flavia", sita nei comuni di Ladispoli e Cerveteri; ampiezza 40 ha; sullo sfondo le aree incluse nella matrice agricola e urbanizzata limitrofa). Foto: E. De Angelis.

delle differenti tipologie ecosistemiche cui esse appartengono (Reed *et al.*, 1996). Si è in parte accennato alla sensibilità di alcune specie legate agli ambienti forestali. Oltre a questi, si dispone anche di dati riguardo agli effetti della frammentazione sull'avifauna legata ad altre tipologie ambientali.

Per quel che riguarda gli ambienti “aperti”, la riduzione delle dimensioni dei frammenti di prateria e delle aree steppiche arbustive semiaride negli Stati Uniti sembra influenzare in modo marcato la presenza e la vitalità di alcune specie ornamentiche legate a questi habitat, determinandone il declino locale (Farina, 2001). Sembra, inoltre, che le popolazioni di specie sensibili legate a questi ambienti mostrino una difficoltà a ristabilire le dimensioni iniziali che esse avevano precedentemente all'inizio della frammentazione (Knick e Rotenberry, 1995). Anche Winter e Faaborg (1999) hanno analizzato la sensibilità di alcune specie nidificanti in ambienti aperti.

Riguardo alle aree umide Báldi e Kisbenedeck (1998) hanno evidenziato la sensibilità ad alcuni fattori dimensionali dei canneti a *Phragmites australis* da parte di alcune specie di uccelli in ecosistemi lacustri; mentre Báldi e Kisbenedeck (1999), hanno sottolineato la sensibilità all'effetto margine di alcuni passeriformi di canneto. In Italia, Celada e Bogliani (1993) hanno affrontato l'argomento nella pianura padana. A livello di singole specie, e a titolo di esempio, Puglisi *et al.* (2003) hanno sottolineato la sensibilità al fattore area del Tarabuso (*Botaurus stellaris*).

Infine, anche specie legate ad ambienti moderatamente antropizzati e a mosaico possono non tollerare livelli elevati di frammentazione del proprio habitat come è stato osservato nel Barbagianni (*Tyto alba*) (Guerrieri e Castaldi, 2003).

Haila (1985) ha indicato due gruppi, caratterizzati ecologicamente, verso i quali è possibile indirizzare gli sforzi di conservazione: gli specialisti di habitat con buone capacità dispersive e gli specialisti sedentari. Nel primo caso vengono incluse specie (es. migratori acquatici, specie del genere *Acrocephalus*; Fig. 30) adattate a riprodursi in habitat frammentati (*patchy*) anche in condizioni naturali: queste possono mostrarsi sensibili alla superficie di habitat idoneo a scala di paesaggio più che a quella dei singoli frammenti: aree umide anche di modesta dimensione possono, in questo caso, svolgere un importante ruolo ecologico per queste specie (Fig. 31). Nel secondo caso le specie possono tollerare meno la frammentazione mostrando una sensibilità ai parametri dimensionali, spaziali e qualitativi dei singoli frammenti di habitat. In tal caso sarebbe più opportuno focalizzare l'attenzione sulle loro specifi-

¹ Le specie così individuate sono state: Lanario (*Falco biarmicus*), Grillaio (*Falco naumanni*), Gallina prataiola (*Tetrax tetrax*), Calandra (*Melanocorypha calandra*).

² Le corporazioni (*guild*) comprendono gruppi di specie che hanno ruoli e dimensioni di nicchia comparabili all'interno della stessa comunità (Odum, 1988: 351 e segg.).

che esigenze ecologiche quali-quantitative (*minimum area requirement*).

Oltre a considerazioni di tipo ecologico, anche valutazioni legate alla corologia delle specie e di carattere storico-biogeografico possono facilitare l'identificazione di specie sensibili alla frammentazione. Ad esempio, in ambienti aridi mediterranei di prato-pascolo e steppici, estremamente frammentati in Italia meridionale in seguito all'attività agricola, Terzi (2000) ha individuato un set di specie sensibili su questa base¹.

Infine alcune specie possono manifestare una sensibilità differente in funzione del periodo fenologico di riferimento (svernamento, passo migratorio, riproduttivo): migratori a medio/lungo raggio, sensibili alla superficie del proprio habitat nel periodo riproduttivo (per esigenze di spazio territoriale, competizione, ecc.) possono non manifestare tale sensibilità durante il periodo della migrazione (si veda anche Nour *et al.*, 1999 per alcune specie forestali).

Questo filone di ricerca è ancora scarsamente indagato e gran parte degli studi sono ancora concentrati nel periodo riproduttivo.

La sensibilità al fattore area appare estremamente marcata in specie già localizzate e rare per cause storico-biogeografiche come, ad esempio, nel Picchio dorso-bianco (*Picoides leucotos*) che sull'Appennino non si rinviene in complessi forestali discontinui e di area inferiore a 10-100 ha (Bernoni, 2001; si veda anche Haila, 1985, per contesti nordeuropei). Sempre in senso biogeografico tra gli uccelli molte specie mostrano una sensibilità alla frammentazione differente in funzione della posizione occupata nel proprio areale di distribuzione (maggiore sensibilità ai margini dell'areale a causa della ridotta densità e della minor capacità di colonizzazione; cfr. Tellerà e Santos, 1999).

Sempre fra gli uccelli, alcune ricerche hanno focalizzato l'attenzione sulla sensibilità al processo, più che su singole specie, su alcuni gruppi caratterizzati ecologicamente, definiti *guild*². Ad esempio, è emerso come la maggior parte delle specie scomparse localmente a causa della frammentazione in Colombia, nell'arco di quasi un secolo, fosse costituita da specie insettivore del sottobosco e da specie frugivore presenti nello strato arboreo superiore (Farina, 2001). Quindi, la sensibilità di alcune specie di uccelli alla frammentazione può anche essere la conseguenza del legame di queste ultime verso determinati parametri strutturali della vegetazione. Ad esempio, Bolger *et al.* (2001) hanno osservato come gran parte delle specie sensibili fossero quelle legate alle aree arbustive mentre le specie che tolleravano in misura maggiore il processo non mostravano nessuna relazione alla componente strutturale della vegetazione.

Renjifo (1999), in uno studio sulle aree frammentate della Colombia andina ha rilevato come, dopo 50-90 anni dalla frammentazione, tra le specie scomparse lo-

calmente ne figurassero alcune appartenenti a gruppi caratterizzabili ecologicamente come i rapaci forestali, gli insettivori terrestri, i grandi frugivori. Queste specie erano anche le più rare e stenotopie (con areale ridotto). Al contrario, nettariivori, piccoli frugivori ed insettivori che cacciano in volo si mostravano meno sensibili.

Forman *et al.* (1976) hanno osservato come in frammenti forestali del Nord America la maggior parte delle specie ornitiche *interior* fosse insettivora e sensibile, in modo particolare, alla superficie residua dei frammenti.

Mammiferi

Anche riguardo alla sensibilità dei mammiferi alla frammentazione esiste una complessa letteratura. Molti studi hanno indagato, in particolare, le capacità dispersive delle varie specie, l'ampiezza di nicchia e la dimensione del loro *home range*, tutti elementi che consentono di risalire alla individuazione delle specie più sensibili al processo (Debinski e Holt, 2000). Bright (1993), in un contesto differente da quello mediterraneo (isole britanniche), è stato fra i primi a proporre una suddivisione dei mammiferi in questo senso. In linea di massima, specie stenoece, di grandi dimensioni e sensibili all'estensione del proprio habitat (*area-sensitive*) si mostrano maggiormente suscettibili di estinzione sia in isole continentali (*landbridge islands*) che in frammenti di habitat terrestre e risultano quindi particolarmente sensibili al processo di frammentazione. Al contrario, specie di basso livello trofico e di piccole dimensioni mostrano, in linea generale, una relativa tolleranza al processo, pur se esistono numerose eccezioni (Patterson, 1989).

Di seguito si riportano alcuni esempi a livello di specie (per i chiroteri si veda Bennett, 1999).

Tra gli insettivori, è ampiamente noto come il Riccio (*Erinaceus europaeus*), benché specie generalista e con buone capacità dispersive, mostri una mortalità elevata causata da infrastrutture stradali tale da costituire in alcuni contesti un fattore selettivo (si vedano ad esempio, Brockie, 1989; Locatelli e Paolucci, 1998; Scaramelli, 2003; cfr. par. 1.9).

Sempre tra gli insettivori, i toporagni del genere *Sorex* (in particolare, il Toporagno nano, *Sorex minutus*), a causa della loro scarsa capacità dispersiva, sembrano mostrare una particolare sensibilità all'isolamento del proprio habitat (Contoli, 1982).

Tra i roditori, uno studio condotto in Polonia (Bialowieza) ha mostrato come il Topo selvatico a collo giallo (*Apodemus flavicollis*) e l'Arvicola rossastra (*Clethrionomys glareolus*) possano essere influenzati dalla struttura del paesaggio e dal grado di frammentazione del proprio habitat (Rajska-Jurgiel e Kot, 1989). La loro

densità al margine dei frammenti è risultata, secondo questo lavoro, inferiore rispetto alle porzioni più interne. Inoltre, la densità ed il successo riproduttivo hanno mostrato valori più bassi nelle popolazioni presenti nei frammenti forestali residui rispetto a quelle presenti nelle aree forestali non frammentate. Infine, è stato osservato come solo una piccola parte degli individui di queste specie potesse disperdersi su lunghe distanze, benché alcuni fra essi fossero in grado di coprire una distanza fra frammenti compresa fra 2 e 4 km (Rajska-Jurgiel e Kot, 1989).

Il Topo selvatico a collo giallo appare sensibile ai tagli forestali nei frammenti, che portano ad una riduzione di “qualità”/idoneità ambientale per questa specie, pur mostrando una buona capacità di ricolonizzarli quando si ricostituisce la copertura arborea. Tuttavia, la riduzione dei sistemi agricoli con fasce arbustive e delle siepi tra frammenti forestali può rappresentare un ostacolo alle capacità dispersive di questa specie, attualmente scomparsa da aree idonee, ma isolate, in alcuni settori del nostro Paese (Capizzi e Santini, 1999a).

Contoli (1982), analizzando alcuni aspetti sinecologici collegati alle diete di Strigiformi, ha osservato come l'Arvicola rossastra (*Clethrionomys glareolus*), una specie relativamente diffusa ma con scarsa capacità dispersiva, fosse assente da siti potenzialmente idonei ma isolati o di superficie limitata a causa di una difficoltà a persistere in questi ambienti e a ricolonizzarli in seguito a estinzioni locali. Questa specie, infatti, sembra risentire della riduzione dei sistemi di siepi e del progressivo isolamento delle aree forestali, tanto da scomparire in molte aree ad agricoltura intensiva, nelle quali il proprio habitat risulta altamente frammentato (Capizzi e Santini, 1999b). L'Arvicola rossastra è di fatto assente nella Padania orientale a causa della ridotta superficie forestale residua (nonché probabilmente anche per cause biogeografiche; Semenzato e Amato, 1998). Conferme, riguardo alla sensibilità di questa specie nei riguardi dei fattori area ed isolamento, provengono anche da Kozakiewicz *et al.* (1999). Infine, un recente studio ha dimostrato come le infrastrutture stradali possono svolgere un ruolo determinante nel limitare il flusso genico tra popolazioni di questo microtino (Gerlach e Musolf, 2000).

Un altro roditore, l'Istrice (*Hystrix cristata*), benché specie generalista e altamente vagile, sembra, anch'essa, relativamente influenzata dalla presenza delle infrastrutture (e, in modo particolare, dall'intensità del traffico veicolare) che esercitano una funzione di barriera. Ciò è particolarmente evidente in paesaggi suburbani dove le aree residue non edificate, che costituiscono un habitat potenziale per questa specie, risultano frammentate da una rete stradale ad alto volume di traffico che ne influenza probabilmente il *pattern* distributivo (per Roma, si veda Zapparoli *et al.*, 2003; cfr. par. 1.9).

Tra i Gliridi, Bright e Morris (1994) hanno attivamente studiato le popolazioni

di Moscardino (*Muscardinus avellanarius*) in Gran Bretagna osservando come questa specie abbia subito, in questa area geografica, una riduzione nella distribuzione ed abbondanza nell'ultimo secolo. Il Moscardino è legato ad una serie di risorse trofiche disponibili in "successione temporale" durante l'anno. La frammentazione del proprio habitat, oltre al tipo di gestione forestale, può provocare una semplificazione floristica e la formazione di habitat subottimali per questa specie e, conseguentemente, causare la scomparsa locale di molte popolazioni. Tale dato è preoccupante perché questa specie evita di attraversare ampi spazi aperti e mostra poca abilità a disperdersi e a ricolonizzare aree ove le popolazioni sono scomparse localmente (50 metri sono stati stimati, in linea generale e teorica, come la distanza massima percorribile a terra da individui in movimento tra frammenti: Santolini *et al.*, 2000). Inoltre, almeno nelle isole britanniche, questa specie risulta presente, già di per sé, con basse densità negli habitat idonei, almeno se comparata con altre specie di micromammiferi di dimensioni simili (5/10 ind./ha; *home range* medio: 0,45 ha per i maschi e 0,19 ha per le femmine). Sempre Bright e Morris (1994) hanno inoltre osservato come le densità più basse di popolazione siano state rilevate nei frammenti forestali con superficie inferiore ai 20 ettari: in queste aree le popolazioni possono, così essere considerate non vitali (*sink*) ed essere esposte a fattori stocastici, non prevedibili, che le rendono estremamente vulnerabili e passibili di scomparsa locale. Il Moscardino mostra, in sintesi, una sensibilità a tutte le componenti del processo di frammentazione (area, isolamento, "qualità" ambientale; si veda anche Panchetti *et al.*, 2004). In Italia, Capizzi *et al.* (2002) ritengono che la sua presenza sia associata ai boschi cedui e altamente diversificati e che i frammenti connessi ad altri da sistemi di siepi mostrino una probabilità più elevata di rinvenire questa specie. Sempre per quel che riguarda il Moscardino, la vulnerabilità delle piccole popolazioni in ambienti frammentati può essere elevata a causa di altri fattori che agiscono su scale più ampie come l'insularità geografica, la marginalità biogeografica (vedi le *S.O.S. populations* in Rapoport, 1982) e l'instabilità climatica (ad esempio, anche le popolazioni insulari mediterranee di questa specie si trovano in una condizione di vulnerabilità: cfr. Sarà, 2000).

Sempre per quanto riguarda le specie legate ad ambienti forestali la distribuzione dei Gliridi in Italia appare marcatamente frammentata per una serie di fattori differenti. Ad esempio, mentre nel Drionio (*Dryomys nitedula*) il *pattern* distributivo evidenzia una disgiunzione di areale prevalentemente di origine storico-biogeografica, altre specie mostrano una distribuzione frammentata che riflette, alla scala nazionale, un'origine antropica legata prevalentemente alla trasformazione degli habitat idonei (Scaravelli e Aloise, 1995). Amori e Boitani (1997) hanno riba-

dito come in paesaggi urbanizzati, ove i frammenti residui sono interclusi in una matrice trasformata ecologicamente ostile, i micromammiferi forestali possono estinguersi localmente sia per la ridotta superficie, sia per l'elevato isolamento dei siti idonei, sia infine per la loro bassa "qualità".

Il Ghiro (*Glis glis*) presenta in Italia numerose popolazioni isolate e localizzate; la frammentazione delle aree forestali influenza marcatamente la distribuzione di questa specie che necessita, tra l'altro, di boschi di superficie relativamente ampia e di alta "qualità" (ad esempio con piante di grande dimensione; Capizzi *et al.*, 2003; Capizzi e Santini, 1999c). Questa specie mostra una scarsa capacità di dispersione e, dopo la scomparsa locale delle popolazioni, la ricolonizzazione dei frammenti risulta problematica (Amori *et al.*, 2002). Studi effettuati sulla dispersione del Ghiro hanno, tra l'altro, evidenziato come gli individui di questa specie evitino di attraversare strade o zone aperte. Honel (cit. in Bieber, 1994), a questo proposito, ha osservato che essi possono superare discontinuità artificiali solo se esiste la possibili-



Figura 32. Pineta a Pino nero (*Pinus nigra*). Lo Scoiattolo comune (*Sciurus vulgaris*) mostra una buona capacità di colonizzare le aree forestali utilizzando i rimboschimenti a conifere (cfr. testo). Foto dell'autore.

tà di spostarsi di ramo in ramo. Un recente studio ha riportato come i ghiri possano attraversare aree prive di alberi solo se non più ampie di circa 50 metri (Bieber, 1994). Tuttavia, almeno per quel che riguarda l'Italia settentrionale, Scaravelli e Di Girolamo (1997) hanno anche rilevato come questa specie mostri una buona capacità di dispersione fruendo, in aree pianiziarie antropizzate, anche di filari di Pino domestico (*Pinus pinea*).

Il Ghiro ed il Quercino (*Eliomys quercinus*) mostrano, in Italia, una distribuzione a mosaico largamente determinata da fattori antropici, oltre che ecologici in senso stretto (Amori *et al.*, 1986; Amori *et al.*, 1994). La riduzione dei mosaici agricoli tradizionali ed il progressivo isolamento dei boschi residui hanno influito enormemente sulla attuale distribuzione di quest'ultima specie a scala nazionale, a tutt'oggi estremamente frammentata (Capizzi e Santini, 1999d).

Lo Scoiattolo comune (*Sciurus vulgaris*) risulta anch'esso sensibile al processo di frammentazione (Celada *et al.*, 1994). Gli individui di questa specie necessitano di un territorio di 2-10 ha (MacDonald e Barret, 1993; 6,4 ha i maschi, 4,5 ha le femmine: Wauthers e Dhondt, 1992) e quindi in frammenti forestali di esigua superficie le popolazioni possono non mantenersi vitali a causa del basso numero di individui presenti. Secondo alcuni Autori, comunque, la specie può essere rinvenuta anche in frammenti di piccole dimensioni se questi sono adeguatamente connessi ad altri, a più alta idoneità (Celada *et al.*, 1994). Delin e Andrén (1999), a tal proposito, hanno osservato che in paesaggi ove i frammenti erano collocati a poca distanza tra loro e la matrice interposta fra essi risultava poco disturbata, non venivano osservati effetti dovuti alla frammentazione.

Mathias e Gurnell (1998) hanno inoltre riportato come le espansioni e le contrazioni dell'areale dello Scoiattolo in Spagna fossero collegate a cicli storici di deforestazione (e conseguente frammentazione) e rimboschimenti (Fig. 32). Questa specie può, infatti, beneficiare di questi ultimi (con una prevalenza per quelli a conifere) ed è recente la sua colonizzazione di alcune città dell'Italia settentrionale (Udine, Bologna, Forlì, ecc.) utilizzando i filari di Pino domestico (*Pinus pinea*) come "corridoi di dispersione" (Scaravelli e Di Girolamo, 1997; Zapparoli, 2002b). Rodríguez e Andrén (1999), studiando la distribuzione dello Scoiattolo in paesaggi differenti, hanno comunque osservato che in frammenti di area inferiore a 10 ettari e distanti più di 600 metri da una sorgente di individui, esistevano bassissime probabilità di rinvenire la specie. Tali valori potrebbero, quindi, costituire le richieste minime in termini di area e distanza per questo sciuride. Matthysen *et al.* (1995) hanno osservato, in frammenti forestali del Belgio (ampiezza compresa fra 15 e 60 ettari), una abbondanza e tassi di immigrazione inferiori rispetto ai valori ottenuti in popolazioni presenti in frammenti di maggiori dimensioni (dell'ordine dei 100-

1000 ettari). Lo studio ha inoltre confermato come i giovani evitino di attraversare aree aperte con effetti a livello demografico e genetico nelle popolazioni isolate.

In Italia la frammentazione delle aree forestali ha alterato la distribuzione, la demografia e la variabilità genetica delle popolazioni di Scoiattolo a scala nazionale (Amori, 1999). Questa specie risulta, ad esempio, assente dalle aree forestali pianiziarie isolate della pianura padana orientale (Celada *et al.*, 1994). Con la riduzione e frammentazione delle aree forestali di pianura, lo Scoiattolo ha subito estinzioni locali anche in Italia centrale. Nel Lazio, ad esempio, questo sciuride era presente nelle foreste delle paludi pontine fino al 1910-1930 e sui Monti Lepini, massiccio montuoso isolato dal resto dell'Appennino centrale, fino all'immediato dopoguerra (Amori *et al.*, 2002). Nell'area romana, ad esempio per la Tenuta Presidenziale di Castelporziano, si hanno dati recenti relativi allo Scoiattolo comune fino agli '70 (M. Bologna e E. Calvario, *in verbis*).

Fra i carnivori di media taglia, anche i mustelidi mostrano una sensibilità al processo di frammentazione. Ovviamente anche all'interno di questo gruppo esistono differenze sostanziali fra le specie.

La Martora (*Martes martes*), specialista legata ad habitat forestali, evita, di norma, le aree aperte che gli individui di questa specie tendono ad attraversare solo in prossimità di siepi e fasce ripariali: queste ultime possono rappresentare, quindi, gli elementi di paesaggio più funzionali in termini di connettività (Marchesi, 1989). Il territorio di un maschio di Martora è relativamente esteso e si aggira intorno a 10-20 ettari (nella femmina: 5-15 ha) e ciò può influenzare la sua sensibilità alla frammentazione (Amori *et al.*, 2002). Dal confronto con i dati storici sembra che la specie abbia subito a scala nazionale un calo conseguente alla frammentazione del suo habitat forestale (De Marinis *et al.*, 1999). In alcune aree montuose dell'Italia centrale la Martora mostra di avere subito estinzioni locali (fra queste, i monti Lepini; Amori *et al.*, 2002).

Analogo discorso può essere fatto per la Donnola (*Mustela nivalis*), i cui individui necessitano di territori di estensione variabile fra 1 e 25 ettari, in funzione della disponibilità di risorse (MacDonald e Barret, 1993; 7-15 ha nei maschi; 1-5 ha nelle femmine, come riportato in una revisione da Sarà, 1998) e che, quindi, possono risentire della riduzione in superficie delle tipologie ambientali più idonee in seguito a frammentazione.

La Faina (*Martes foina*) frequenta, in prevalenza, ambienti a mosaico (agroecosistemi con piccoli boschi), evitando foreste e ambienti aperti di una certa estensione (riguardo all'Appennino settentrionale, si veda Sacchi e Meriggi, 1995). Questa specie sembra adattarsi a paesaggi che presentano un certo grado di frammentazione mostrandosi meno esigente in fatto di dispersione rispetto alla Martora. La Faina



Figura 33. Tasso (*Meles meles*) rinvenuto morto per investimento da autoveicoli all'interno dell'area urbana di Roma (cfr. Zapparoli et al., 2003). Foto: G. Montinaro.

può infatti utilizzare anche fasce alberate in aree pianiziarie agricole e urbanizzate (Posillico *et al.*, 1995; Scaravelli e Di Girolamo, 1997). Tuttavia, in Spagna Virgós *et al.* (2002) hanno sottolineato, in questa specie, una sensibilità ad alcuni fattori legati alla frammentazione (“qualità” dell’habitat, dimensione del frammento forestale, distanza dal frammento più vicino). La frammentazione da infrastrutture stradali può, inoltre, costituire un rilevante fattore selettivo (Masseti, 1995; Amori *et al.*, 2002)(Fig. 9).

Tra i mustelidi, un esempio di sensibilità alle infrastrutture stradali è rappresentato dal Tasso (*Meles meles*), specie relativamente generalista, per il quale tali elementi di discontinuità artificiale possono provocare marcati effetti sui movimenti individuali. L’intensità del traffico stradale costituisce, infatti, un importante fattore selettivo per il Tasso: in Danimarca, ad esempio, è stato osservato come esso possa ridurre del 10 % la popolazione effettiva (Pertoldi *et al.*, 2001).

Questo Autore ha inoltre osservato come in quest'area la specie sia probabilmente strutturata, su scala nazionale, come una metapopolazione proprio a causa della frammentazione autostradale che ne riduce i tassi di dispersione. Ciò può provocare un aumento dell'eterogeneità genetica tra sottopopolazioni, un alto tasso di *inbreeding* all'interno di frammenti isolati ed una conseguente bassa variabilità genetica intrapopolazionale. Nelle aree urbanizzate, gli investimenti stradali possono costituire una delle principali cause di mortalità per questa specie: benché i dati possano essere influenzati dalla sua elusività. A Roma su tre segnalazioni complessive di Tasso note per l'area urbana (Riserva naturale "Tenuta dei Massimi"), due sono relative ad esemplari investiti su strade perimetrali ed interne alla Riserva (a medio-alto volume di traffico; Zapparoli *et al.*, 2003; G. Montinaro, *in verbis*) (Fig. 33). A Milano l'unica segnalazione di questa specie in ambito urbano è, anch'essa, da riferirsi ad un individuo vittima di investimento (Biancardi, 2003). Il ruolo dei sottopassi stradali, e in generale degli interventi di deframmentazione, appare quindi estremamente importante, anche se non è stata generalmente provata una loro utilità per questa specie (Pertoldi *et al.*, 2001). In Spagna la presenza del Tasso si è mostrata correlata direttamente alla superficie delle aree forestali e alla loro eterogeneità ambientale (Virgós *et al.*, 2002) Gli individui di questa specie richiedono superfici di habitat idoneo di una certa dimensio-



Figura 34. Gatto selvatico (*Felis silvestris*). Foto: S. Gippoliti.

ne (30-50 ettari in zone ottimali; 150 in aree subottimali: MacDonald e Barret, 1993) e ciò può costituire un fattore di vulnerabilità. Faina e Tasso sono state recentemente selezionate fra le specie maggiormente sensibili alla frammentazione nella pianura lombarda da Massa (2001).

Riguardo alla Lontra (*Lutra lutra*), uno dei principali problemi per la sua conservazione è legato alla marcata frammentazione dell'areale a scala continentale/nazionale e al conseguente isolamento delle popolazioni (Prigioni *et al.*, 1992; Reuther, 1995). E' stato fatto notare come per questa specie la conservazione di popolazioni vitali dovrebbe essere affrontata ad una scala relativamente ampia a causa delle considerevoli dimensioni degli *home range* individuali (fino a 10 km lungo le aste fluviali in Belgio; si vedano anche Libois, 1996 e Bologna, 2002). Senza entrare nello specifico si può qui sottolineare come tra le strategie di conservazione rivolte a questa specie figurino, tra le altre, la tutela delle vie di dispersione fra bacini idrografici differenti (Spagnesi, 1999).

La Volpe (*Vulpes vulpes*), specie generalista e ben adattata a mosaici agroforestali a diverso grado di antropizzazione non rientra certo fra le specie maggiormente sensibili al processo di frammentazione (secondo Biondi *et al.*, 2003, essa mostra una "bassa incompatibilità con le aree frammentate"). Semmai, essa può costituire un esempio di specie opportunistica che beneficia di "corridoi biologici" (costituiti da ambienti ripariali e aree "verdi" in senso lato) inseriti in paesaggi pesantemente urbanizzati utilizzando, grazie al suo generalismo, anche vie di dispersione d'origine antropica (strade, linee ferroviarie, ecc.; Boitani e Vinditti, 1988; per l'area romana, cfr. Cignini e Riga, 1997). Virgós *et al.* (2002) comunque hanno evidenziato, almeno in contesti naturali e seminaturali della penisola iberica, una correlazione tra l'abbondanza degli individui di questa specie e l'area dei frammenti forestali.

Il Gatto selvatico (*Felis silvestris*) è un carnivoro minacciato da una serie di fattori e processi antropogenici, tra cui la frammentazione (Genovesi, 1999a) (Fig. 34). La presenza di questa specie elusiva in frammenti forestali della penisola iberica è infatti correlata ad una interazione fra alcuni parametri fra cui la superficie dei frammenti e la disponibilità di prede (Virgós *et al.*, 2002). Quest'ultimo parametro è, per il Gatto selvatico, un fattore che determina anche le dimensioni dell'*home range* individuale (da 60 a 350 ha: MacDonald e Barret, 1993) con conseguenze a cascata sulle sue necessità in termini di spazio vitale. Come riportato, in una sintesi, da Sarà (1998) il territorio di un maschio (che comprende quello di più femmine) si aggira attorno ai 75-100 ettari e la densità, in habitat ottimali, è di 1 coppia/3-4 kmq. La superficie idonea di habitat disponibile appare, quindi, un fattore determinante per questa specie.

Un discorso a parte meritano i grandi carnivori. Questi, infatti, risultano, in linea generale, particolarmente vulnerabili alle trasformazioni ambientali, inclusa la frammentazione, a causa della loro specializzazione ecologica e della posizione relativa lungo la catena trofica, nonché delle loro basse densità di popolazione e degli ampi *home range* di cui necessitano. Proprio quest'ultimo fattore spinge gli individui di queste specie a compiere ampi spostamenti con la possibilità, quindi, di intercettare aree non idonee o infrastrutture lineari (si vedano ad esempio Ceballos e Brown, 1995; Boitani e Ciucci, 1997). Inoltre, il ciclo vitale relativamente lungo provoca, in molti casi, un mascheramento degli effetti della frammentazione (cfr. effetto *lag* in par. 1.5).

La Lince (*Lynx lynx*) è un altro carnivoro che necessita di aree idonee di rilevante estensione (Genovesi, 1999b). Le dimensioni di tali aree possono variare molto in funzione della disponibilità di cibo e delle dimensioni della popolazione: i maschi, infatti, necessitano di circa 90-760 kmq e le femmine di circa 60-480.

In Europa esistono, attualmente, molte piccole popolazioni isolate di Lince e la sua distribuzione costituisce uno dei tanti esempi di frammentazione di areale a scala continentale. Per questa specie, la persecuzione diretta, la trasformazione, la frammentazione di habitat e il cambiamento dei *pattern* distributivi delle specie-preda costituiscono i principali fattori responsabili del suo declino numerico.

Per fare un esempio, la popolazione di Lince delle foreste boeme comprende circa 70 individui e, a causa di barriere naturali (Danubio) e artificiali (infrastrutture), appare improbabile che essa possa ristabilire una connettività con le popolazioni alpine (Wölfl e Kaczensky, 2001). Proprio la presenza di barriere complesse e diffuse nei sistemi vallivi antropizzati risulta essere la causa principale che rende difficoltosa se non impossibile la colonizzazione di altre aree che mostrano un certo grado di idoneità per la specie (in generale corrispondenti a gruppi montuosi). Sulle Alpi la Lince è presente in modo fortemente discontinuo (Alpi occidentali e orientali) e le popolazioni sono probabilmente non vitali (circa 10-15 ind.; Genovesi, 1999b). La recente reintroduzione di linci sull'arco alpino non sembra aver avuto un esito favorevole, anche a causa della persecuzione diretta che ha provocato

³ Per traslocazione si intende il trasferimento di una entità faunistica da una determinata area per il successivo rilascio in libertà in un'altra. Attraverso il Progetto SCALP (*Status and Conservation of the Lynx Population in the Alps*) sono state individuate, nel territorio alpino, le aree idonee alle specie, i potenziali corridoi tra sottopopolazioni e le barriere, prevedendo un controllo genetico delle subpopolazioni ed un loro monitoraggio. Un altro progetto di ricerca è il KORA finalizzato alla conservazione e gestione dei carnivori in Svizzera, promosso dall'Ufficio Federale dell'ambiente, delle foreste e del paesaggio (UFAPF: www.Kora.unibe.ch).

uno sbilanciamento nel rapporto sessi e conseguenti problemi di carattere demografico (IUCN, 1996). Tra l'altro, le aree montuose ove oggi è presente la Lince comprendono habitat subottimali per questa specie che sono occupati solo perché ancora relativamente poco disturbati (si veda, a tale riguardo, il fenomeno definito di *habitat compensation* in Norton *et al.*, 2000). L'Italia può ricoprire un ruolo importante nel futuro di questa specie a scala continentale, costituendo un ponte fra le popolazioni slovene e svizzere. Tuttavia, a causa delle barriere infrastrutturali trasversali presenti lungo l'arco alpino, l'unica strategia possibile utile a ricostituire eventuali popolazioni vitali sulle Alpi sembra essere quella di traslocare individui fra sottopopolazioni (Molinari *et al.*, 2001). In Svizzera, ove sono presenti 50/70 individui di Lince, sono stati già effettuati interventi di questo tipo negli anni '70 (Molinari-Jobin *et al.*, 2001)³.

Al fine di assicurare un adeguato flusso genico e la ricolonizzazione dopo estinzioni locali e mantenere quindi la vitalità delle popolazioni, i mammiferi di grandi dimensioni devono muoversi su aree molto ampie soprattutto se, in paesaggi fortemente frammentati, essi hanno la necessità di raggiungere frammenti di habitat ad alto grado di idoneità (Palomares, 2001). Quindi, con maggiore probabilità, gli individui compiranno spostamenti in aree meno idonee ecologicamente, sostenendo un costo energetico superiore e, subendo una mortalità più elevata. Tali individui potranno inoltre essere anche esposti ad una persecuzione differenziale tra i sessi (ad esempio i maschi, percorrendo distanze più grandi, possono essere uccisi in proporzione superiore alle femmine) e tra classi di età con conseguenti squilibri demografici (Tuytens e MacDonald, 2000). Quando la densità umana è elevata le popolazioni di queste specie possono quindi scomparire rapidamente e queste ultime potranno sopravvivere solo in aree protette le quali, a loro volta, possono essere estremamente isolate da altre aree idonee (cfr. anche par. 1.8).

Analogamente ad altri gruppi, la risposta di molti fra questi grandi mammiferi alla frammentazione può dipendere in gran parte dalla loro capacità di sopravvivere nella matrice trasformata (Woodroffe e Ginsberg, 2000). Alcune fra queste specie possono vivere in habitat alterati, altre sono abili ad attraversare aree trasformate utilizzandole come vie di dispersione ma non come habitat trofico e riproduttivo. Gli individui appartenenti a specie che non attraversano né utilizzano tali habitat, tenderanno a strutturarsi secondo subpopolazioni sempre più piccole ed isolate che saranno passibili di scomparsa locale.

Esiste, comunque, una grande variabilità di risposte anche fra i carnivori e non possono essere fatte generalizzazioni. Crooks (2002), esaminando la risposta alla frammentazione ottenuta analizzando i dati relativi ad alcune fra queste specie negli Stati Uniti, ha osservato come quelle più sensibili fossero suddivisibili in tre

gruppi: svantaggiate dal processo (estinzioni locali appena i frammenti di habitat idonei divenivano più piccoli ed isolati; Patterson, 1989), avvantaggiate (aumento di abbondanza in siti altamente frammentati), tolleranti (risposta neutra). Tali differenze fra le specie possono, tra l'altro, rivelarsi di una certa utilità per l'individuazione di specie focali per la pianificazione (cfr. par. 3.4).

Specie che necessitano di grandi aree per lo svolgimento delle loro funzioni vitali possono rispondere in modo negativo alla frammentazione anche perché questo processo porta alla formazione di un mosaico di tipologie ambientali differenti in cui nessun frammento idoneo può sostenere da solo una popolazione vitale. La dimensione dell'*home range* può, quindi, fornire indicazioni riguardo alla sensibilità di una determinata specie. E' noto come per i grandi predatori siano necessarie aree idonee di ampia estensione: nel Nord America il Grizzly (*Ursus arctos*) può mantenere popolazioni vitali in riserve di dimensioni pari ad almeno 3.500 kmq, il Licaone (*Lycaon pictus*) in Africa addirittura di 10.000 kmq (Woodroffe e Ginsberg, 2000).

Tra i canidi, il Lupo (*Canis lupus*), come molti altri carnivori di grossa dimensione, si mostra sensibile ad alcune componenti del processo di frammentazione. La bassa densità intrinseca che si rinviene nei siti idonei (1 ind./80 kmq; MacDonald e Barret, 1993) è un elemento che la rende specie *area-sensitive*. Inoltre, benché questa specie mostri buone capacità di ricolonizzare le aree precedentemente occupate (si veda Boitani, 1986, per alcuni esempi), gli individui, percorrendo distanze relativamente grandi, possono facilmente incontrare infrastrutture stradali e aree a diverso grado di antropizzazione con il rischio di essere, in un caso investiti, nell'altro soggetti a persecuzione. Proprio i sistemi infrastrutturali complessi (ad esempio, autostrade, strade, ferrovie e insediamenti annessi) possono, poi, isolare quasi del tutto eventuali nuclei di questa specie. Questo può essere il caso del Lupo sui monti Lepini ove sono presumibilmente presenti 4-5 individui con estreme difficoltà di interscambiare individui e flusso genico con la limitrofa popolazione dell'Appennino centrale (Esposito, 1994).

L'alta mortalità causata dall'uomo, oltre alla frammentazione del proprio habitat, figura tra le cause principali che hanno portato all'estinzione locale alcune po-

⁴Le specie focali (*focal species*) costituiscono un gruppo adeguato di specie differenti che identificano un ambito di esigenze spaziali e funzionali in grado di comprendere effettivamente quelle di tutte le altre specie presenti nell'area da porre sotto protezione (Lambeck, 1997; si veda anche Massa e Ingegnoli, 1999). Tali specie vengono selezionate in base alla loro sensibilità ai seguenti parametri: spazio (es., specie *area-sensitive*), dispersione (es., specie *dispersal-sensitive*), risorse (qualità dell'habitat; es., *interior species*, ecc.), processi (es., frammentazione, ceduzione, incendi ecc.).

polazioni di Orso bruno (*Ursus arctos*) in Europa occidentale (Dupré e Genovesi, 1999; si veda anche Posillico *et al.*, 2002, riguardo alle cause di mortalità di questa specie nell'Appennino centrale). Viceversa, nelle aree ove non sono presenti infrastrutture e ove si riscontra una bassa densità umana gli individui di questa specie tendono ad espandersi (si vedano, nelle Alpi, le recenti segnalazioni nel bellunese: Tormen e Somnavilla, 1998).

Molti Autori sono concordi sul ruolo che alcuni grandi carnivori possono svolgere nelle strategie di conservazione proprio per la loro intrinseca sensibilità alla frammentazione (Boitani e Ciucci, 1997; Woodroffe e Ginsberg, 2000; Palomares, 2001). In particolare, alcuni carnivori possono essere scelti come:

- specie ombrello (*umbrella species*), perché la scala spaziale adottata per le strategie di conservazione rivolte a queste specie è estremamente ampia, proprio a causa delle loro necessità eco-etologiche. Ciò porta alla tutela di ampi settori territoriali e di molte altre specie appartenenti, ad esempio, a livelli trofici inferiori, nonché dei relativi habitat compresi nelle aree oggetto delle strategie. Le azioni che focalizzano l'attenzione su queste specie possono, quindi, aiutare a preservarne molte altre e intere comunità (si vedano anche Andelman e Fagan, 2000 ed il concetto, più ampio, di specie focale⁴ in Lambeck, 1997).
- specie indicatrici del funzionamento, della composizione, dell'integrità dell'intero ecosistema (anche in virtù dell'alto livello occupato nella rete trofica);
- specie chiave (*keystone species*) il cui ruolo ecologico può assumere una importanza critica per il mantenimento degli equilibri interspecifici all'interno dell'intera biocenosi;
- specie carismatiche e simboliche (*flagship species*) in grado di suscitare interesse e curiosità e di facilitare la raccolta di fondi e di risorse per la conservazione.

Queste prime indicazioni relative ai mammiferi si concludono con un accenno agli ungulati.

In Spagna, Tellería e Virgós (cit. in Virgós *et al.*, 2002) hanno osservato gli effetti dell'isolamento sul Capriolo (*Capreolus capreolus*) che è risultatao sensibile, nello specifico, ad alcune componenti della frammentazione, tra cui quella determinata dalle infrastrutture artificiali. Alcuni Autori hanno riscontrato in alcune aree una quota di mortalità dovuta ad investimenti stradali (Zanetti, 1998; cfr., per l'Italia centrale, Viterbese: L. Giardini, *in verbis*). Malgrado tale sensibilità, le caratteristiche ecologiche e comportamentali di questa specie le consentono, in presenza di condizioni idonee, la ricolonizzazione di alcune aree con una certa facilità.

Un altro esempio riguarda il Camoscio (*Rupicapra rupicapra*) che sulle Alpi tende a (ri)colonizzare quelle aree ove è presente una continuità di habitat idoneo per questa specie (ambienti rocciosi e forestali) e dove scarso è il disturbo antropico e la presenza di infrastrutture lineari (si veda Bottazzo, 1998 per le Prealpi veronesi).

Analoghe considerazioni possono essere fatte per altre specie di ungulati. Molte fra queste si mostrano sensibili alla frammentazione da infrastrutture lineari ove l'elemento strutturale, meccanico (traffico veicolare) e derivante da disturbi ad esse connessi (es., luce, rumore) influenza notevolmente le dinamiche e i parametri demografici delle specie. Uno studio condotto nei Paesi Bassi riporta come alcuni ungulati non si avvicinino a meno di 500-600 metri dalle autostrade (Aa. Vv., 2003).

Quanto riportato rappresenta solo una prima elencazione con funzione di stimolo all'approfondimento.

Ulteriori informazioni di carattere bio-ecologico, utili alla valutazione della sensibilità di queste ed altre specie al processo di frammentazione, è disponibile nella letteratura scientifica alla quale si rimanda.

Abstract

Patchiness and habitat fragmentation - Biological communities spread in space following a natural patchiness, according to environmental factors which may vary along gradients or following an apparent casual trend at multiple scales.

Anthropogenic habitat fragmentation can operate on a preexisting patchiness, altering the natural flows of individuals, matter and energy, affecting various processes at multiple spatial/temporal scales and at every ecological level. Presently, it is regarded as one of the main factors threatening diversity.

Habitat fragmentation may be defined as the dynamic process through which comparatively homogeneous tracts of natural habitat are subdivided into progressively smaller fragments and isolated. Such a process may be divided into different components: habitat loss, decrease of fragment size, insularity, and increase in edge/interior habitat rate.

Isolation of habitat fragments is similar, but not identical, to that seen in islands *sensu strictu*: therefore, some ecologists have been induced to extrapolate the theory of insular biogeography to terrestrial contexts. However, an one distinguishing element of distinction is the presence of an anthropic matrix, surrounding the fragments, that may have a meaningful impact according to its own characteristics and to species-specific sensitivity.

Individual level - Size reduction and increase of isolation of fragments, besides modifying the spatial pattern of the landscape, cause an alteration of the dispersal, affecting behaviour, survival, and mortality of individuals with impact depending on their age, sex, fitness and body size.

Population level - In fragmented landscapes, the populations of sensitive species may be locally destroyed, reduced, or subdivided. The changes of dispersal rates may induce an alteration of their social structure, distribution patterns, and abundance, besides a reduction/interruption of the gene flow among them, with effects on their viability and an increase of extinction risk at landscape/regional scale. Also pointed out was the presence of a habitat fragmentation threshold at which many species may start to show decreased abundance in response to reduced fragment size and isolation.

Habitat fragmentation may directly or indirectly expose the populations to deterministic factors (e.g., direct persecution, edge effect). When populations are highly reduced in abundance, stochastic factors may come into play (demographic, environmental, genetic); these may inhibit the population's response ability to changing environmental factors and, thereby, reduce viability.

An insidious effect of fragmentation is the delay induced in some (meta)populations to die out at local/regional scale (lag effect and extinction debt): i.e., species with a long life-cycle may show a response only some generations after fragmentation, giving rise to a misleading evaluation of the effects. Moreover, following the decreased availability of habitats, a density increase of some sensitive population in the fragments, utilized as refuges, can be observed (crowding effect).

Community level - The alteration of ecological and spatial variables at fragment scale (size, isolation, shape, quality, etc.) as well as at whole landscape scale can affect qualitative composition and species richness as well as other parameters.

An increase of richness in fragments may occur due, for example, to colonization of generalist species from the matrix and to edge effect. The gradual decline of the more sensitive species, caused by changes in the extinction/colonization rates (relaxation faunas) and the proportional increase of edge/generalist species, may induce a species turnover in fragments (cascade effect).

Ecosystem and landscape level - Flows of energy and matter are affected by the spatial pattern of the landscape. The changes in size, distribution, quality of the fragments, and in the ecological processes may influence the functionality of the whole ecomosaic.

Matrix surroundings may affect the edge effect, playing the roles of source area (providing alternative habitats to generalist species) and of sink for interior species, as well as modifying the rates of colonization and the between-fragments processes. Fragmented landscape flows are prevalently controlled by the matrix.

Intra- and between-fragment effects - The main changes in the patterns of distribution/abundance of the populations of sensitive species in the fragmented landscapes are due to two classes of mechanisms acting at intra- and between-fragment spatial scale.

Among the intra-fragment effects, alteration of the habitat quality is the most relevant in the short term (edge effect). Instead, the between-fragment effect consists mainly in alteration of the species-specific dynamics. These are related to indivi-

PARTE II.

CONNETTIVITA'

2.1 Aree protette: ruolo e limiti

La tutela degli ambienti naturali attuata mediante l'istituzione di aree protette viene generalmente considerata la forma di governo del territorio più idonea a contrastare le trasformazioni ambientali indotte dall'uomo e a conservare specie, comunità, ecosistemi e processi ecologici. Tuttavia, alla luce di quanto finora esposto e almeno in paesaggi frammentati, la sola istituzione di aree protette e la loro gestione può non garantire la conservazione in tempi lunghi di alcune componenti della diversità (Bennett, 1997). Le aree protette possono infatti assolvere alla loro funzione solo se sono abbastanza ampie e vicine tra loro ed in grado di comprendere al loro interno un campione relativamente completo della biodiversità a scala regionale (Soulé e Orians, 2001). Aree protette di piccole dimensioni possono non essere in grado di mantenere popolazioni vitali di alcune specie (cfr. Terzi, 2000; cfr. anche par. 1.10). Ciò è particolarmente evidente nei paesaggi europei ove le aree naturali e seminaturali sottoposte a tutela sono in molti casi troppo piccole ed isolate (Butowsky *et al.*, 1998). Baillie *et al.* (2000), in un lavoro che ha indagato le conseguenze dei processi a larga scala sulla conservazione delle popolazioni di uccelli, hanno, ad esempio, concluso ribadendo come all'istituzione di aree protette debba essere affiancato un approccio a scala territoriale più ampia.

Già dagli anni '70, Diamond (1975) affrontava l'argomento sottolineando, in linea generale, una scarsa efficacia delle aree protette rispetto agli obiettivi di conservazione: la scomparsa delle popolazioni di alcune specie sensibili può, infatti, avvenire più rapidamente in piccole riserve circondate da ambienti pesantemente trasformati dall'uomo, analogamente a quanto osservato nelle isole geografiche in senso stretto. In queste riserve, infatti, alcune specie sensibili possono mostrare basse densità di popolazione e risultare, quindi, particolarmente vulnerabili a fattori stocastici, non prevedibili (si veda anche Schonewald-Cox e Buechner, 1992 e il par. 1.2).

In molti contesti territoriali le aree protette possono essere, di fatto, considerate "isole" continentali inserite in una matrice (il "mare") di ambienti alterati dall'uomo. Questi ultimi possono essere differenti, sia strutturalmente sia funzionalmente, dalle tipologie ambientali presenti in parchi e riserve e risultare, quindi, poco o per nulla idonei per molte fra le specie sensibili, alcune delle quali di grande rilevanza ecologica per il loro ruolo a livello di comunità e ecosistema (vedi le specie chiave e/o di alto livello trofico; par. 1.10).

Come accennato in precedenza (cfr. par. 1.2), la similitudine tra isole continentali e riserve naturali ha portato tecnici e ricercatori al tentativo di applicare la teoria della biogeografia insulare di MacArthur e Wilson (1967) alla terraferma e, nel-

lo specifico, alle aree naturali protette (si veda ad esempio Margules e Usher, 1981), pur se alcuni dubbi su una sua applicazione acritica vennero sottolineati fin dagli anni '70 (Simberloff e Abele, 1976).

Individuazione, selezione, perimetrazione di aree protette

Sulla base di quanto esposto si è sviluppato un filone di ricerca, oramai da qualche decennio, mirato alla definizione dei criteri scientifici necessari per individuare, selezionare e perimetrare parchi e riserve naturali o sistemi di riserve. In particolare, si è focalizzata l'attenzione su alcuni parametri dimensionali, spaziali e qualitativi delle aree protette (superficie, forma, collocazione spaziale, numero, tipologia, "qualità" ecc.) e sul valore che questi ultimi dovrebbero assumere per massimizzare l'efficacia del sistema e assolvere agli obiettivi di conservazione che, di volta in volta, vengono prefissati (si vedano Wilcox e Murphy, 1985; Soulé e Simberloff, 1986; Soulé e Orians, 2001 ed il dibattito SLOSS in Simberloff e Abele, 1982)¹. Questi argomenti sono stati ampiamente dibattuti a livello teorico ed in parte criticati riguardo alla loro utilità in situazioni reali. Ad esempio, è stato fatto notare come raramente sia possibile scegliere *a priori* le aree ottimali per la definizione di un sistema di aree protette. Spesso, infatti, specialmente in aree temperate, si agisce *a posteriori* su ambiti territoriali già trasformati dall'opera dell'uomo e nei quali le aree protette vengono individuate ed istituite lì ove persistono aree naturali o seminaturali residue (Saunders *et al.*, 1991). Inoltre, al di là di considerazioni teoriche e strettamente ecologiche e biogeografiche, un gran numero di altre variabili culturali, politiche ed economiche locali possono rivelarsi determinanti per la scelta dei siti ove istituire le aree protette (Soulé e Simberloff, 1986). Proprio a tale pro-

¹ Sull'argomento sono, ormai, disponibili sintesi e revisioni bibliografiche, oltre ad una corposa letteratura alla quale si rimanda per eventuali approfondimenti (es., Chapman e Reiss, 1994; Massa e Ingegnoli, 1999; Prendergast *et al.*, 1998, ecc.). In estrema sintesi molti Autori suggeriscono come:

- sia più opportuno istituire un gruppo di riserve vicine piuttosto che un gruppo di riserve fra loro distanti;
- le riserve di grandi dimensioni possono essere più efficaci rispetto a quelle di piccole dimensioni (ma esistono diverse eccezioni; v. testo);
- la disposizione "raggruppata" (*a cluster*) è preferibile ad una disposizione "allineata";
- le riserve dovrebbero essere fra loro connesse, avere una forma compatta e uno sviluppo ridotto di ambienti marginali (Margules e Usher, 1981; vedi anche il dibattito SLOSS, acronimo di *Single Large Or Several Small*);
- infine, l'area circostante dovrebbe essere composta da ambienti simili e permeabili alle specie che si vogliono conservare. Pickett e Thompson (1978) aggiungono che le aree protette dovrebbero, fra l'altro, includere "sorgenti di ricolonizzazione" interne (per minimizzare il rischio di estinzione delle popolazioni). Tuttavia alcune fra queste assunzioni sono state criticate da Margules *et al.* (1982).

posito è opportuno sottolineare come, in presenza di una forte pressione antropica sul territorio, sarebbe opportuno vagliare bene la necessità d'istituire un'area protetta, soprattutto se altre forme di tutela (come, ad esempio, vincoli paesaggistici) insistono già sulle stesse aree. In alcuni casi infatti l'istituzione di parchi e riserve può fornire l'alibi per accelerare l'antropizzazione del restante territorio, come evidenziato recentemente in Italia (Contoli, 2001b).

Saunders *et al.* (1991), in una loro revisione sull'argomento, suggeriscono alcune linee guida necessarie per l'individuazione e la selezione di aree protette in condizioni post-frammentazione, che vengono di seguito elencate. Secondo questi Autori, e seguendo un'ottica strettamente ecologica e di conservazione, è opportuno intervenire con strategie che conservino tutti gli ecosistemi naturali residui. Questo, tuttavia, può non essere attuabile, soprattutto se le risorse umane e finanziarie a disposizione sono limitate anche a fronte della realtà di tipo economico, politico, sociale, suindicate. E' necessario, allora, individuare delle priorità selezionando, ad esempio, il minimo sottoinsieme (o *subset*) di frammenti residui in modo tale da rappresentare le differenti componenti della diversità di una data regione. Per attuare questo è prioritario ovviamente acquisire conoscenze approfondite sulle tipologie ecosistemiche presenti, sulle comunità animali e vegetali, nonché sulla distribuzione delle specie, sulla loro variabilità genetica, e sul loro grado di sensibilità e minaccia.²

Margules e Usher (1981) furono tra i primi, in un loro storico lavoro, ad individuare alcuni criteri necessari per selezionare le aree da sottoporre a tutela, qualora non fosse possibile tutelare interamente gli ecosistemi residui. Questi Autori sottolineavano come i parametri di area, diversità, rarità, naturalità, rappresentatività e vulnerabilità al disturbo antropico fossero determinanti per selezionare le aree e tra quelli più utilizzati in letteratura. Tra quelli sopra elencati, i parametri di area e diversità sono probabilmente quelli che possono essere valutati con un certo grado di accuratezza e in modo relativamente rapido a differenza degli altri che richiedono un lavoro di analisi più complesso (vedi anche, per l'Italia, La Marca *et al.*, 1994).

Riguardo all'area, molta enfasi è stata assegnata alla valutazione delle strategie

² Noss (cit. in Hamilton, 2000) ha elencato quattro principali obiettivi per mantenere, in tempi lunghi, la biodiversità di una regione, attraverso una pianificazione con criteri conservazionistici: 1) rappresentare tutte le tipologie ecosistemiche e gli stadi successionali nella loro distribuzione naturale; 2) assicurare popolazioni vitali di tutte le specie autoctone nei loro *pattern* di distribuzione e abbondanza; 3) mantenere i processi ecologici ed evolutivi; 4) assicurarsi che la diversità biologica della regione sia in grado di rispondere naturalmente a cambiamenti a breve e lungo termine.

Soulé e Simberloff (1986) indicano i tre principali obiettivi di un'area protetta: 1) conservare le specie di interesse; 2) preservare le funzionalità ecosistemiche; 3) preservare la diversità biotica o massimizzare il numero di specie.

ottimali finalizzate a individuare e selezionare parchi e riserve naturali su questa base. Un ampio dibattito ha affrontato la questione relativa al fatto se un'area protetta di grandi dimensioni potesse consentire la conservazione di un numero maggiore di specie rispetto ad un insieme di riserve più piccole di pari superficie.³ In realtà, il vantaggio o lo svantaggio derivanti dallo scegliere un'unica riserva di grandi dimensioni o più riserve di minor superficie dipende dalle circostanze legate al contesto territoriale locale, nonché dalla specie investigata e dalla scala di riferimento utilizzata (Burkey, 1999). E' infatti probabile che, in ambienti relativamente omogenei, una singola area protetta di grande superficie possa comprendere più specie rispetto ad un gruppo di aree analoghe di dimensioni minori. In aree eterogenee e frammentate è, al contrario, più probabile che un gruppo di aree protette di piccole dimensioni possa comprendere un numero di specie maggiore rispetto ad una singola area di pari dimensioni (Higgs e Usher, 1980; Margules e Usher, 1981). Ciò è valido, e particolarmente evidente, nel caso di specie intrinsecamente rare e localizzate per le quali può valere questa seconda ipotesi (si veda, ad esempio, il caso relativo a determinate specie vegetali legate a tipi di suolo localizzati; Soulé e Simberloff, 1986).

Inoltre, malgrado le aree protette di grandi dimensioni possano contenere una elevata diversità ecosistemica e, conseguentemente, una maggior Ricchezza di specie rispetto ad aree di piccole dimensioni, queste ultime, specialmente se disperse su aree relativamente estese, possono contenere una gamma più ampia di habitat e, con essi, di specie, semplicemente perché una grande area non può comprendere tutte le tipologie ecosistemiche (e di habitat) di una regione. Infine, grandi aree protette possono, tra l'altro, mostrare alcuni svantaggi, almeno in linea teorica, come, per esempio, una diffusione più rapida di malattie o maggiori difficoltà nella gestione rispetto ad aree di piccole dimensioni (Simberloff e Abele, 1982).

Oltre che in termini di Ricchezza specifica, le dimensioni di un'area protetta possono essere definite sulla base delle esigenze di spazio ed ecologiche di determinate specie (come le necessità minime in termini di area, di ampiezza dello *home range*, relative alla struttura geografica delle popolazioni, alle abitudini alimentari e al livello trofico, alle modalità di dispersione delle specie di maggior interesse ecologico; Soulé e Simberloff, 1986).

³ Secondo la teoria della biogeografia insulare il numero di specie presenti su un'isola è proporzionale alla superficie di questa. Numerose ipotesi sono state elaborate sulle cause di tale relazione. Se si considera quantitativamente la Ricchezza di specie, secondo la teoria della biogeografia insulare di MacArthur e Wilson (1967), una riduzione di 10 volte della superficie a disposizione ne riduce il numero della metà. Margules e Usher (1981) riportano, in una loro revisione, alcuni studi in cui il numero di specie di alcuni gruppi era correlato alla superficie delle aree protette (cfr. anche par. 1.2).

A livello di singole specie, e considerando la loro distribuzione, è stato infatti osservato come un insieme di piccole riserve può non consentire il mantenimento della vitalità di molte fra le specie sensibili al fattore area (*area sensitive*, stenoecie e/o di grandi dimensioni) che sono, spesso, quelle di maggior interesse conservazionistico (Patterson, 1989). Le specie di grosse dimensioni, con grande *home range* e presenti all'interno del proprio areale con basse densità, necessitano, in linea generale, di aree molto estese e le loro popolazioni possono rimanere vitali solo in riserve di considerevole estensione (Gilpin e Diamond, 1980; Hamilton, 2000). Per alcune fra queste specie, è anche possibile definire una soglia dimensionale minima nell'estensione della riserva (*critical reserve size*) sotto la quale queste popolazioni possono non rimanere vitali. Ovviamente il valore di tale soglia varia enormemente da specie a specie (per dare un'idea del *range* di variazione basti pensare che, in alcuni carnivori, tale valore resta compreso fra 35 e 3500 kmq; Woodroffe e Ginsberg, 2000). In questo caso è, quindi, necessario indirizzare gli studi verso la conoscenza delle necessità minime di area per determinate popolazioni di singole specie sensibili a questo fattore (*minimum area requirement*; Margules e Usher, 1981; vedi anche Haila *et al.*, 1989, per l'individuazione di una metodologia mirata a valutare questo parametro negli uccelli). Queste specie possono quindi costituire un punto di riferimento per valutare le dimensioni delle aree protette e per attuare eventuali interventi di pianificazione e conservazione.

Nelle aree tropicali, un progetto specifico, denominato "*Minimum Critical Size of Ecosystem Project*" (Lovejoy *et al.*, 1986) che ha studiato la diversità biologica in porzioni residue di foresta ha consentito di ottenere valori di area minima per alcune specie: per fare un esempio, gli Autori hanno osservato che, tra i primati, alcune specie subivano estinzioni locali in frammenti residui di foresta di superficie inferiore a 100 ettari a distanza di un anno dalla frammentazione: conseguentemente riserve con area inferiore a questo valore non potevano, quindi, assicurare la sopravvivenza locale di queste ultime.⁴

⁴ Pickett e Thompson (1978) indicano come l'individuazione e la perimetrazione delle aree protette dovrebbe basarsi sul concetto di *minimum dynamic area* ovvero della più piccola area che in presenza di un regime naturale di disturbo mantiene delle sorgenti di ricolonizzazione interne con una riduzione del numero di estinzioni. Tale parametro differisce in base alle specie.

Margules e Usher (1981) hanno fatto notare come uno dei criteri per definire la superficie di un'area protetta sia quello di identificare le specie che occupano livelli trofici più elevati ricavando l'area minima per il sostentamento di una loro minima popolazione vitale: in tal modo queste specie potranno fungere da "ombrello" per quelle dei livelli trofici inferiori.

Soulé e Simberloff (1986), infine, sempre a tale riguardo, indicano un iter per stimare la dimensione minima di una riserva: 1) identificare le specie la cui scomparsa può diminuire significativamente il valore o la diversità di specie in una riserva; 2) determinare il numero minimo di individui che, in una popolazione, possano garantirne la vitalità (si veda il concetto di *Minimum Viable Population*); 3) stimare l'area necessaria a sostenere tale numero minimo.

L'analisi per singole specie sottolinea allora come non sia solo il numero complessivo di queste ultime (aspetto quantitativo) che bisogna utilizzare come criterio di selezione delle aree protette ma anche il valore ecologico di ciascuna di esse (aspetto qualitativo). In comunità complesse, come quelle tropicali, e in presenza di specie chiave e/o mutualiste occorre, inoltre, valutare anche le necessità, in termini di estensione di habitat idoneo, delle specie ad esse correlate. In America centrale, l'isola di Barro Colorado (Panama) comprende un tratto di foresta artificialmente isolato da altre aree simili a causa delle grandi trasformazioni ambientali di origine antropica avvenute nelle porzioni forestali limitrofe. In questa area di studio è stato osservato che la dimensione ottimale di una riserva, necessaria per la conservazione di popolazioni vitali di alcune specie chiave di insetti (formiche legionarie, in questo caso *Eciton burchelli*) non corrispondeva alle dimensioni minime in termini di superficie (circa 100 ettari), necessarie a mantenere la vitalità di alcune specie di uccelli ad esse ecologicamente correlate (*ant-following birds*): conseguentemente alcune fra queste ultime specie hanno subito una scomparsa locale nei decenni successivi all'istituzione della riserva (Chapman e Reiss, 1994; Boswell *et al.*, 2000).

Ovviamente, l'area non è determinante per specie che non sono sensibili a tale fattore, definibili come specie *non area-sensitive* o con *moderate area requirement* (Gilpin e Diamond, 1980), o la scala spaziale cui fanno riferimento è differente da quella cui ci si riferisce per istituire le aree protette (Saunders *et al.*, 1991).

Oltre alla superficie, anche la forma delle riserve ed il loro grado di isolamento possono essere fattori determinanti nel favorire la dispersione individuale e la vitalità di popolazioni e di specie (cfr. par. 1.4). Per la conservazione delle specie più vulnerabili, le riserve dovrebbero avere al loro interno, almeno in linea generale, ambienti omogenei e non frammentati, nonché un perimetro regolare in modo da massimizzare l'area *interior* ed il rapporto area/perimetro e diminuire, così, l'effetto margine sulle specie sensibili (si vedano Simberloff e Abele, 1976; Burkey, 1989; Laurance e Yensen, 1991; Debinski e Holt, 2000; per un'analisi quantitativa, si veda Game, 1980). Riguardo all'isolamento vale quanto detto in precedenza (cfr. par. 1.2).

La qualità ambientale interna alle aree protette costituisce, infine, un ulteriore importante parametro da considerare nel processo di individuazione e selezione delle riserve naturali. A causa dei disturbi provenienti dalla matrice e dell'effetto margine conseguente alla frammentazione ambientale, le condizioni interne alle aree possono, infatti, essersi alterate pregiudicandone l'idoneità per determinate specie e comunità. Così, alcune tipologie ecosistemiche possono conte-

nere comunità strutturalmente differenti se sono inserite o meno in paesaggi frammentati.⁵

L'identificazione delle aree da proteggere si dovrebbe basare, oltre che su parametri spaziali e dimensionali delle stesse (area, forma, isolamento), anche sulla Ricchezza specifica (vedi gli *hot spot* di Ricchezza/Diversità), sul contenuto in specie rare (vedi i tipi di rarità e gli *hot spot* di rarità/endemicità), sul ruolo complementare di quelle aree che forniscono, nell'insieme, il più elevato contenuto di Diversità (espressa, ad esempio, in termini di numero di specie), ed infine, sulla loro rappresentatività relativamente alla biodiversità locale (Ferrari, 2001).

Williams (1998) ha fornito una interessante revisione dei metodi di selezione delle aree protette (relativi ad un minimo *set* complementare, a *hot spot* di ricchezza, rarità e, a livello di singole specie, di abbondanza). Lo stesso Autore indica, inoltre, una serie di tecniche più complesse per la selezione di aree protette (come l'uso di algoritmi di complementarità).

Per la selezione delle aree da proteggere Ferrari (2001) riporta una procedura il cui scopo è quello di identificare il numero minimo di siti che comprendono, nell'area di studio, la totalità delle specie caratteristiche di determinate tipologie ecosistemiche. Nello specifico, dopo aver costruito una matrice specie/siti: 1) si seleziona il sito con il numero più elevato in specie (*hot spot*); 2) si seleziona un secondo sito scelto in maniera tale che sia quello che aggiunga il maggior numero di specie al precedente (progressivo aumento di Ricchezza di specie); 3) si procede finché tutte le specie non sono rappresentate.

Un metodo leggermente differente, definito “del minimo *set* complementare”, può non includere l'*hot spot* e, invece, prevedere il raggruppamento del numero minimo di aree che, in modo complementare, comprendano tutte le specie della lista.

⁵ In un paesaggio frammentato a seguito dell'intrinseca eterogeneità dei sistemi naturali (definita *patchiness*), la componente biotica può essere differente in ciascuno dei frammenti ambientali residui. Quindi essi possono non costituire una semplice versione ridotta delle aree naturali precedenti alla frammentazione: ogni frammento potrà contribuire in misura differente e complementare al campione complessivo di specie nel paesaggio. I frammenti non dovrebbero, allora, essere considerati, in modo semplicistico, come parti residue di habitat originali continui e sarà necessario misurare il contributo dei singoli frammenti alla diversità totale del paesaggio e le priorità di conservazione in base alla loro rappresentatività (Davies *et al.*, 2001).

2.2 Corridoi, contiguità, connettività

Una corposa letteratura scientifica ha evidenziato, fin dagli anni '70-'80, come, nella gran parte dei casi, molte tipologie ecosistemiche naturali e seminaturali presenti in paesaggi frammentati fossero di dimensioni estremamente ridotte e troppo isolate. Al tempo stesso è stato sottolineato come tali tipologie dovessero, al contrario, essere relativamente ampie e connesse in modo tale da permettere quelle funzioni necessarie al mantenimento della vitalità di popolazioni di determinate specie sensibili, di comunità, ecosistemi e processi ecologici (Butowsky *et al.*, 1998).

Secondo queste basi teoriche, la conservazione di determinate popolazioni, comunità ed ecosistemi non può limitarsi all'istituzione di parchi e riserve, specialmente se isolate o di piccole dimensioni, ma dovrà tenere conto dei processi ecologici che interessano scale più ampie di quelle relative alle singole aree protette. A livello di popolazione e di specie ciò è valido, in modo particolare, per quelle che mostrano difficoltà a disperdersi attraverso aree non idonee ecologicamente, come ad esempio una matrice paesistica trasformata dall'uomo. La vitalità su scala regionale di queste popolazioni potrà essere mantenuta, perciò, solo attraverso una adeguata pianificazione estesa alla scala dell'intero paesaggio (Dunning *et al.*, 1995). A tal proposito, è stato ribadito come molte specie possono mostrare, a questa scala, una soglia critica relativa alla superficie e al grado di connettività del proprio habitat sotto la quale i movimenti degli individui divengono improbabili e le popolazioni tendono al collasso (Andrén, 1994; van Langevelde, 2000; cfr. anche par. 1.5 e 1.6).

L'applicazione della teoria della biogeografia insulare a contesti terrestri frammentati e alle aree protette (cfr. par. 1.2), e l'elaborazione di teorie specifiche (es. la teoria della metapopolazione; par. 1.5), affiancate dal consolidarsi di discipline di settore come la pianificazione ambientale e l'ecologia del paesaggio, hanno consentito l'avvio di un filone di ricerca che si è posto l'obiettivo di valutare il ruolo della connettività per specie e gruppi sensibili.

Il mantenimento di una continuità fisico-territoriale ed ecologico-funzionale fra gli ambienti naturali è stata quindi indicata come una possibile strategia che si pone come obiettivo la mitigazione degli effetti della frammentazione su popolazioni e comunità (vedi, tra i tanti, Lindenmayer e Nix, 1993; Jongman, 1998; Bennett, 1999; Haddad, 1999). Si è volutamente posto l'accento sulla differenza tra aspetti fisico-territoriali ed ecologico-funzionali legati al concetto di continuità. E' oppor-

tuno, infatti, distinguere tra il concetto di “contiguità” (*connectedness*) e quello di “connettività” (*connectivity*): il primo indica un’adiacenza fisica, una connessione fra tipologie ecosistemiche e/o popolazioni; il secondo termine, più complesso, è invece determinato da due componenti. La prima componente, strutturale, tiene conto della disposizione spaziale delle tipologie ecosistemiche, della loro continuità fisica, della presenza, tipologia e dimensione degli elementi paesistici, naturali o di origine antropica. La seconda componente della connettività è, invece, legata agli aspetti funzionali e alla scala di percezione della specie, ai suoi requisiti ecologici e comportamentali, tra cui il suo grado di specializzazione (stenoecia; si veda Reggiani *et al.*, 2001). Infatti, benché le variabili strutturali relative agli elementi paesistici possano influenzare potenzialmente i movimenti di determinate specie sensibili, è comunque necessario validarne la loro funzionalità dispersiva per determinate specie (Debinski e Holt, 2000).

La connettività è determinata, quindi, sia da parametri estrinseci alle specie, relativi alle componenti strutturali (spaziali e geometriche) e qualitative dell’ecosistema, ivi compresa la presenza di barriere ai movimenti individuali, sia dalle caratteristiche intrinseche, ecologiche e comportamentali, proprie delle diverse specie (Haddad, 1999).¹

Quanto detto vuole sottolineare come la contiguità fisica, osservabile fra gli elementi paesistici, non indichi automaticamente una sua funzionalità per specie differenti e come in uno stesso paesaggio ogni specie potrà percepire differenti livelli di connettività (Farina, 2001; Franco, 2003; vedi anche Bennett, 1999).² Al tempo stesso determinati sistemi paesistici potranno essere funzionalmente connettivi per alcune specie (ad esempio quelle in grado di volare) pur non essendo fisicamente connessi.

Anche l’aspetto temporale non andrebbe trascurato: l’efficacia di un’area connettiva può anche essere differente, ad esempio, a seconda del periodo dell’anno o delle fasi del ciclo vitale di una specie (Dobson *et al.*, 1999).

¹ Un’altra definizione è quella fornita da Ferrari (2001) secondo cui la connettività esprime un “contesto funzionale tra ecotopi e corrisponde ad un parametro che misura i processi con i quali le popolazioni sono interconnesse”. Farina (2001) indica la connettività come un attributo funzionale della connessione percepito in maniera specie-specifica. Van Langevelde (2000) descrive la connettività come “la proprietà di un frammento di habitat di mantenere scambi di individui con altri frammenti di habitat”. Scoccianti (2001), infine, riporta come la connettività possa essere anche definita come il grado con il quale un paesaggio facilita o impedisce la dispersione delle specie tra i frammenti del mosaico.

² Per una complessa quantificazione della connettività degli elementi spaziali in una rete ecologica, si veda anche van Langevelde *et al.* (1998). La connettività è uno fra gli indici spaziali utilizzati in ecologia del paesaggio (Farina, 2001).

Bennett (1999) sottolinea come sia necessario utilizzare il concetto di connettività a scala di paesaggio, più che quello di corridoio, per descrivere ambiti territoriali funzionali alle dinamiche e al mantenimento della vitalità di molte specie sensibili.³

Di seguito, se non indicato diversamente, si farà riferimento al termine “corridoio” nel senso di aree connettive funzionali⁴.

Classificazione dei “corridoi”

Numerosi tentativi sono stati compiuti in merito ad una classificazione dei “corridoi” utilizzando criteri differenti. La definizione di corridoio di Forman e Godron (1986) in ecologia del paesaggio (“habitat lineari che differiscono dalla matrice limitrofa nella quale essi sono inseriti”), ancora vaga per quel che concerne gli aspetti legati alla loro funzionalità, è stata rivista e approfondita successivamente da altri Autori (si veda Dobson *et al.*, 1999). Fra questi Bennett (1999) ha definito una classificazione che si riporta di seguito:

- Collegamento biologico (*Link, linkage*): termine generale che si riferisce ad una configurazione spaziale di habitat (non necessariamente lineare o continuo) che facilita i movimenti della fauna o la continuità dei processi ecologici nel paesaggio.
- Habitat lineare (*linear habitat*): termine generale che si riferisce ad una fascia lineare di vegetazione. Habitat lineari non sono necessariamente di vegetazione autoctona e non necessariamente provvedono a connettere due aree isolate biologicamente.
- Corridoio (*habitat corridor*): fascia lineare di vegetazione che permette una continuità fra due habitat di maggior estensione. Si tratta di una continuità di tipo strutturale, senza implicazioni sull’uso relativo da parte della fauna e, quindi, sulla loro efficacia funzionale, dipendendo quest’ultima da fattori intrinseci a tali ambiti (area del corridoio, ampiezza, collocazione rispetto ad aree analoghe, qualità ambientale, tipo di matrice circostante, ecc.) ed estrinseci ad essi (caratteristiche eto-ecologiche delle specie che possono, potenzialmente, utilizzarlo).

³ vedi sottoparagrafo successivo, per una classificazione dei corridoi.

⁴ Il concetto di “area di collegamento ecologico-funzionale” è stato anche utilizzato in contesti normativi (si veda, ad esempio, il D.P.R. 357/97 di recepimento della Direttiva 92/43/CE “Habitat” e i recenti aggiornamenti).

- Corridoi di disturbo (*disturbance habitat corridors*): includono linee ferroviarie, strade, elettrodotti ed altre infrastrutture lineari tecnologiche. La caratteristica principale è una fascia lineare che differisce dalle aree limitrofe. Hanno spesso effetti negativi sulle aree naturali circostanti (impatti diretti, effetto margine, ecc.).
- Pietre da guado (*stepping stones*): si tratta di uno o più frammenti (*patches*) di habitat ottimale (o subottimale) che possono fungere da aree di sosta e rifugio per determinate specie, altamente vagili. Essi sono collocati in una matrice paesistica antropizzata. Tali aree sono utili al mantenimento della connettività per specie abili ad effettuare movimenti a medio/breve raggio attraverso ambienti non idonei ma anche per specie che compiono spostamenti a lungo raggio (ad esempio, aree umide puntuali per migratori transahariani; Fig. 35). Le specie che possono utilizzare queste aree sono:



Figura 35. Area umida residuale (potenziale elemento paesistico con funzione di stepping-stone per migratori a lungo raggio). Foto E. De Angelis.

- quelle che compiono movimenti regolari fra ambienti differenti per le loro necessità vitali (trofiche, riproduttive, ecc.);
- quelle relativamente mobili (gran parte degli uccelli, di insetti, di chiroterteri);
- quelle tolleranti a livelli medi di disturbo, benché non abili ad occupare zone permanentemente modificate dall'uomo.

Le *stepping-stones* di origine artificiale (rimboschimenti, zone umide artificiali, ecc.) possono essere funzionali a quelle specie che risultano poco sensibili a livelli medio-alti di frammentazione ambientale.

- Connessioni a scala di paesaggio (*landscape linkage*). E' un termine generale che indica quelle connessioni fisiche di ambiente naturale che sono in grado di aumentare la connettività ad una scala di paesaggio (o regionale).
- Mosaico ambientale (*habitat mosaic*). Con questo termine si intende una configurazione del paesaggio (*landscape pattern*) che comprende un certo numero di ambienti frammentati di differente qualità per le specie animali.

Sempre Bennett (1999), citando Forman e Godron, riporta una classificazione dei corridoi basata sulla loro origine:

- Corridoi naturali (*natural habitat corridors*): ad esempio, corsi d'acqua e loro vegetazione associata. Seguono, generalmente, rilievi topografici e sono il risultato di processi naturali.
- Corridoi residuali (*remnant habitat corridors*): ad esempio, fasce di vegetazione naturale intercluse fra aree trasformate dall'uomo. Sono il risultato di trasformazioni antropiche avvenute nella matrice paesistica.
- Corridoi di ambienti naturali secondari (*regenerated habitat corridors*): sono il risultato della rinaturalizzazione di aree precedentemente trasformate o disturbate (fasce spondali secondarie, siepi, aree degradate rinaturalizzate spontaneamente, ecc.).
- Corridoi naturali di origine antropica (*planted habitat corridors*): ad esempio colture agricole, filari, cinture verdi urbane. Frequentemente composte da specie vegetali non autoctone.

In Italia questa nomenclatura, oltre che in ambito tecnico, è stata acquisita anche a livello normativo nella Legge Regionale n.56/2000: "Indicazioni tecniche per l'individuazione e la pianificazione delle aree di collegamento ecologico" della Toscana (Deliberazione di Giunta Regionale n. 1148 del 21/10/2002).

Un'altra classificazione dei corridoi, oltre che una definizione terminologica del concetto, è stata proposta da Jongman (1998) ed è basata su attributi strutturali quali forma, posizione e struttura. Si possono definire:

- in accordo alla loro forma:

- corridoi lineari;
- corridoi a cintura (*belt-like*);
- corridoi diffusi (formati da un mosaico di elementi differenti senza una direzione preferenziale; può corrispondere al concetto, di uso frequente in ambito urbanistico, di naturalità/connettività diffusa a scala di paesaggio);
- in accordo alla loro posizione topografica:
 - corridoi su aree sommitali;
 - corridoi in aree vallive;
 - corridoi trasversali rispetto a strutture topografiche (si vedano anche i corridoi “verticali” in Dobson *et al.*, 1999);
- in accordo alla loro posizione spaziale rispetto alle *core areas* (cfr. parte III):
 - conjunctive corridors*, che connettono due aree *core*;
 - blind corridors*: non hanno un’area *core* ad un estremo (forma “a penisola”; *peninsular shape*);
- in accordo alla loro struttura:
 - corridoi continui, senza discontinuità;
 - corridoi interrotti da discontinuità.

Altre definizioni sono state utilizzate per descrivere ambiti funzionali alle dinamiche spaziali delle specie (es., si veda l’accenno al concetto di ponte biotico, le zone principali con continuità biotica, le continuità critiche lineari: cfr. Contoli *et al.*, 1980; Contoli, 1990 e i casi studi di Tolfa e Boschi di Carrega). Scoccianti (2001) parla di “corridoi ecologici” come di spazi la cui struttura e qualità sono funzionali ad assicurare il passaggio delle specie nel mosaico ambientale. Beier e Loe (cit. in Scoccianti, 2001) parlano di *dispersal corridor* o *dispersal linkage* per quelle porzioni di territorio che mostrano caratteristiche funzionali come habitat di collegamento fra frammenti idonei a determinate specie. Gambino e Romano (2003) accennano oltre che a *ecological corridors* anche a *environmental linkage areas*. Dobson *et al.* (1999) citano termini come *connector* (sinonimo di *movement corridor*), *link*, *landscape linkage* e indicano come al termine *corridor* corrispondano più significati. Santolini *et al.* (2000), infine, parlano di corridoi fornendo una definizione prevalentemente strutturale (“elementi paesistici dotati di una dimensione geometrica prevalente su di un’altra”) pur fornendo alcuni interessanti esempi di una loro valutazione funzionale in termini di potenzialità per determinate specie. Le definizioni di *Greenways* e *Greenbelts*, benché utilizzate anch’esse come sinonimi di “corridoio”, si riferiscono maggiormente agli aspetti percettivi, fruitivi, estetici legati alla qualità della vita umana e urbanistici/sociali. Tali definizioni andrebbero utilizzate solo in contesti di questo tipo più che strettamente

ecologici (Dobson *et al.*, 1999; si veda anche, per l'Italia, e nello specifico l'area romana, Benedetti, 1999).

Ruolo e limiti

Il ruolo dei corridoi e della connettività è stato più volte enfatizzato nella letteratura scientifica (si vedano, ad esempio, Lindenmayer e Nix, 1993; Jongman, 1998; Bolger *et al.*, 2001).

Franco (2003), in una recente revisione, sintetizza come, secondo un'ottica di ecologia del paesaggio, il tasso di connessione tra elementi del mosaico paesistico può risultare un buon indicatore dei flussi biotici di molte popolazioni animali, di molti processi ecosistemici (ad esempio, idrogeologici) fino a quelli legati alla sfera umana (socioculturali, percettivi, ecc.).

Almeno in alcuni casi, sembra che i corridoi possano svolgere un ruolo positivo nelle strategie di conservazione per alcune specie in determinati ambiti⁵ (Haddad *et al.*, 1999). L'utilità di queste aree, tuttavia, appare ancora controversa anche a causa di una scarsa letteratura di tipo sperimentale che possa documentare un loro successo per determinate specie e aree geografiche. In una loro revisione sull'argomento, Beier e Noss (1998) hanno fatto notare come alcuni Autori suggeriscano la possibilità che i corridoi possano essere svantaggiosi in alcuni contesti e per determinate specie mentre altri, al contrario, sono concordi sul fatto che tali aree possono comunque svolgere una funzione connettiva, almeno in determinate condizioni e per certe specie. In particolare, Bennett (1999) elenca come le aree corridoio possano avere un ruolo positivo ove una rilevante proporzione di habitat è stata distrutta, trasformata o resa inospitale per determinate specie sensibili, specialiste di habitat (stenoecie) o, in linea generale, quando il mantenimento dei processi ecosistemici richiede la presenza di una continuità ambientale.

A causa del gran numero di differenti risposte ecologiche delle specie e del recente sviluppo teorico di questo campo di studio, sono disponibili ancora poche informazioni sul ruolo connettivo che specifiche tipologie ecosistemiche possono svolgere per singole specie sensibili, in particolare animali, e in determinati paesaggi frammentati (Machtans *et al.*, 1996; Brooker *et al.*, 1999; Haddad *et al.*, 1999).

⁵ Ad esempio quelle che percepiscono i frammenti residui di habitat come isole e la cui scala di popolazione corrisponde alla scala del frammento.

Vantaggi

Nella letteratura scientifica è stato sottolineato come i vantaggi delle aree connettive siano molteplici. In particolare esse possono:

- a) facilitare i movimenti fra frammenti di habitat da parte degli individui di alcune specie sensibili al processo di frammentazione (in linea generale, stenoece e legate ad habitat specifici), permettendo il flusso genico fra le popolazioni e mantenendone la vitalità (Haddad *et al.*, 1999).

Esistono alcune evidenze sperimentali a riguardo, in particolare per le specie animali. In Australia, Hill (1995) ha mostrato come le fasce di vegetazione tra frammenti residui di foresta pluviale svolgano una funzione di corridoio per alcune specie di insetti specialisti *interior*, aumentandone i tassi di dispersione (si veda anche Bentley e Catterall, 1997, per gli effetti dei corridoi su alcune specie di uccelli legate al *bushland* australiano). Molte specie animali di foresta preferiscono muoversi tra frammenti ambientali residui utilizzando sistemi lineari di siepi e filari piuttosto che ambienti aperti (Machtans *et al.*, 1996). In alcune specie di uccelli migratori la dispersione avviene in maniera preferenziale lungo corridoi di connessione (Haas, 1995), soprattutto in presenza di paesaggi con matrice altamente trasformata dall'uomo. E' stato osservato come, a tale riguardo e in linea generale, ad una riduzione della qualità ambientale nella matrice antropizzata limitrofa ai frammenti, possa corrispondere un aumento dei tassi di movimento lungo i corridoi da parte di specie sensibili alla frammentazione (Haddad *et al.*, 1999). Desrochers e Hannon (1997) hanno rilevato la difficoltà di alcune specie di uccelli forestali appartenenti ai generi *Sitta*, *Regulus*, *Parus*, *Dendroica* di attraversare spazi aperti tra aree forestali e come essi preferiscano utilizzare corridoi forestali. Questo è valido anche per migratori a lungo raggio, i cui meccanismi dinamici (e la scala spaziale di riferimento) sono differenti durante l'arco dell'anno: durante la migrazione il movimento avviene prevalentemente nelle ore notturne e su lunghe distanze; durante il periodo riproduttivo i movimenti degli individui sono prevalentemente diurni e a scala locale/di paesaggio. In questa fase può manifestarsi, almeno in alcune specie, una sensibilità a fattori e processi legati alla frammentazione. Ad esempio, in quest'ultimo caso, la predazione sugli individui in movimento può avvenire con un tasso superiore quando essi attraversano ambienti aperti tra frammenti di habitat.

Alcuni lavori sperimentali sono stati condotti su aree campione e su diversi gruppi faunistici e floristici (lepidotteri, pollini, semi dispersi da uccelli) per testare l'ipotesi che i corridoi potessero facilitare la dispersione tra frammenti. Tale studio ha mostrato come il tasso di dispersione risulti maggiore tra frammenti contigui

piuttosto che tra frammenti non contigui (Tewksbury *et al.*, 2002). Questi Autori hanno inoltre evidenziato come eventuali interazioni complesse fra organismi animali e vegetali (ed i loro propaguli) possano venire sottovalutate (il movimento dei pollini tra frammenti rispecchiava, ad esempio, quello dei lepidotteri ecologicamente correlati). I corridoi che facilitano i movimenti di alcune specie animali possono quindi influenzare indirettamente popolazioni di alcune specie vegetali a causa di un aumento nel tasso di dispersione dei pollini e dei semi da parte dei primi.

Riguardo al mantenimento del flusso genico tra popolazioni è stato invece osservato, in una serie di ricerche, come i corridoi permettano di mantenere una ridotta distanza genetica fra popolazioni di specie stenoecie, consentendo un adeguato flusso genico fra di esse. A titolo di esempio, in Gran Bretagna la riforestazione a conifere di un'area ha consentito lo scambio genetico tra popolazioni di Scoiattolo comune (*Sciurus vulgaris*), separate in precedenza da una matrice non idonea (Hale *et al.*, 2001) benché, al di là di questo fatto, è opportuno ribadire come gli interventi di riforestazione possano a loro volta interferire sulle popolazioni di altre specie autoctone, trasformando e frammentando le tipologie ambientali originarie.

Mech e Hallett (2001) hanno osservato, in una specie di micromammifero forestale stenoecia (l'arvicola *Clethrionomys gapperi*) in Nord America, una distanza genetica maggiore in popolazioni non connesse rispetto a popolazioni connesse o presenti in ambienti non frammentati. Ciò, al contrario, non veniva rilevato in specie ecologicamente generaliste che mantenevano invece una distanza genetica significativamente non differente fra paesaggi frammentati e non, suggerendo una scarsa influenza dei corridoi su queste specie (si veda, per i lepidotteri, Haddad, 1999).

Infine, l'aumento del tasso di dispersione dei pollini fra frammenti connessi, osservato recentemente nel lavoro di Tewksbury *et al.* (2002), e sopra riportato, sottolinea come sia estremamente necessario mantenere un adeguato flusso genico tra le specie vegetali in paesaggi frammentati.

- b) Fornire risorse, habitat addizionale e aree rifugio dai predatori (Dunning *et al.*, 1995; Machtans *et al.*, 1996; Haddad *et al.*, 1999; Debinski e Holt, 2000; Kaiser, 2001).

Aree connettive di alta qualità possono svolgere non solamente una funzione dispersiva ma anche offrire risorse trofiche e di habitat durante alcune fasi del ciclo vitale di determinate specie (Dobson *et al.*, 1999): in tal senso, tali aree possono fungere da frammento sorgente (*source*) verso altri frammenti. Di ciò si dovrà tenere conto quando si pianificano le aree di rete ecologica: tali corridoi svolgerebbero infatti anche una funzione di aree *core*, oltre che quella di *corridor* (cfr. parte III).

c) Mantenere i naturali parametri demografici di popolazione.

La disponibilità di habitat e risorse consente a molte specie sensibili di incrementare le densità medie nei frammenti come conseguenza di un aumento dei tassi di immigrazione attraverso aree connettive, con effetti anche su altri parametri demografici (Machtans *et al.*, 1996; Bolger *et al.*, 2001). Tra i lepidotteri, forse il gruppo di insetti meglio studiato sotto questo aspetto, alcune specie raggiungono le densità più elevate in frammenti connessi da corridoi rispetto a frammenti isolati (Debinski e Holt, 2000): ciò, tra l'altro, sembra avvenga soprattutto in specie stenoece, tipiche di habitat strutturalmente stabili, per i quali i corridoi possono svolgere una funzione determinante (Haddad, 1999).

d) Mantenere la vitalità delle metapopolazioni di specie stenoece sensibili grazie all'interscambio di individui tra frammenti di habitat (nei quali le sottopopolazioni vivono), consentendo la ricolonizzazione di questi ultimi dopo la scomparsa di popolazioni locali (Brooker *et al.*, 1999).

Sutcliffe e Thomas (1996) hanno osservato, in Gran Bretagna, che gli individui di una specie di lepidottero (*Aphantopus hyperantus*), legato ad ambienti aperti, sfruttavano delle aree aperte lineari (sentieri) per muoversi fra le radure e non attraversavano gli ambienti forestali a densa copertura. In tal senso, i sentieri agivano da corridoi tra le radure, riducendo il numero di estinzioni locali delle singole sottopopolazioni, aumentando i tassi di colonizzazione e, in ultimo, la vitalità della intera metapopolazione. Secondo Dunning *et al.* (1995), infine, la configurazione e la collocazione di corridoi e di *stepping-stones* può aumentare l'abilità di alcuni uccelli passeriformi nell'individuare e colonizzare frammenti idonei di habitat consentendo il mantenimento delle dinamiche alla scala di metapopolazione.

e) Mantenere le dinamiche di areale in quelle specie sensibili ai cambiamenti climatici globali e a catastrofi ambientali su larga scala (Bennett, 1999).

Secondo Hamilton (2000) la connessione di isole di habitat è di rilevante importanza per mitigare gli effetti dei cambiamenti climatici globali a breve termine. Tali connessioni dovrebbero svilupparsi sia in senso latitudinale che altitudinale per permettere a specie e comunità di muoversi in risposta a tali cambiamenti (si veda anche Dobson *et al.*, 1999 sulla necessità di mantenere una connettività verticale per i migratori a corto raggio che compiono spostamenti in senso altitudinale).

f) Controllare, indirettamente, quelle popolazioni di specie di insetti (o di altri

gruppi) soggette a esplosioni demografiche e presenti nelle aree trasformate nella matrice (*pest species*), grazie al mantenimento della vitalità delle popolazioni di insetti predatori.

Dobson *et al.* (1999), citando un lavoro di Kreuss e Tschardtke, riportano come la frammentazione forestale e la mancanza di aree connettive ha portato alla riduzione di insetti predatori parassitoidi con un conseguente aumento delle specie *pest*.

g) A livello di comunità, ridurre il tasso di scomparsa locale di specie in paesaggi frammentati, aumentando o mantenendo su determinati valori la ricchezza di specie sensibili, la composizione qualitativa ed altri parametri biocenotici (Boswell *et al.*, 2000; Collinge *et al.* cit. in Debinski e Holt, 2000).

Il mantenimento della connettività per determinate specie chiave può avere ricadute a cascata su altre specie e intere comunità. In alcuni casi si può addirittura parlare di “corridoi mobili” (*mobile links* in Dobson *et al.*, 1999): si tratta di specie chiave, ad esempio impollinatori o dispersori di semi, la cui conservazione consente anche il mantenimento delle dinamiche di un numero elevato di altre specie collegate ecologicamente ad esse.

h) A livello ecosistemico e di paesaggio, e almeno in certi contesti, costituire una quota rilevante delle aree naturali residue, svolgendo un ruolo nel mantenimento dei flussi di energia e materia su ampia scala.

i) Infine, in senso più ampio e a livello di percezione umana, svolgere un ruolo estetico nonché fruttivo, sociale e culturale (Saunders *et al.*, 1991; si veda anche, per l'Italia, Franco, 2003).

Svantaggi

Il dibattito sull'efficacia dei corridoi in termini di conservazione è quanto mai aperto e non mancano critiche all'enfasi loro assegnata. Alcuni Autori (ad esempio Beier e Noss, 1998) affermano come la maggior parte dei lavori non abbia ancora chiarito il ruolo effettivo dei corridoi nell'aumentare il tasso di dispersione degli individui fra frammenti e nel ridurre la scomparsa locale di specie sensibili. Questo anche perché, a fronte di numerosi modelli teorici sull'argomento, sono ancora scarsi i dati sperimentali e risulta estremamente difficile estrapolarli su diverse specie e per tipologie ambientali e contesti territoriali differenti.

Alcuni Autori evidenziano come l'enfasi assegnata alla connettività e alle confi-

gurazioni paesistiche più idonee alla conservazione di specie e comunità possa costituire un errore strategico. Essa può infatti indurre a cercare soluzioni a breve termine al problema principale costituito in realtà dalla scomparsa o riduzione degli ambienti naturali e, con esse, delle aree idonee di habitat (Fahrig, 1997; Villard *et al.*, 1999). Il messaggio, se usato in modo improprio, può inoltre indurre governi e imprese private a sottolineare come specie e comunità possano comunque persistere in paesaggi i cui frammenti sono fra loro connessi ma la cui proporzione di habitat è vicina alla soglia minima. Il paradigma della connettività, se usato in modo semplicistico, può quindi, in estremo, fornire un alibi per indurre una trasformazione ulteriore di determinati ambiti territoriali.

Spesso non sono possibili valutazioni sul ruolo connettivo dei corridoi per determinate specie proprio per la difficoltà di ottenere dati sui movimenti degli individui nel paesaggio in tempi brevi. Per valutare l'efficacia funzionale dei corridoi è, infatti, necessario risalire alla conoscenza di alcune variabili (ecologia e etologia delle singole specie, parametri demografici, loro *pattern* distributivi a scale differenti, dinamismi spaziali e temporali) il più delle volte ottenibili con estrema difficoltà.

Sono stati comunque evidenziati alcuni svantaggi delle aree connettive. Fra questi, è stato indicato come, in determinate condizioni, tali aree possano favorire la propagazione di disturbi, anche catastrofici, fra frammenti (ad esempio, incendi, epidemie, specie invasive, tra cui eventuali competitori e predatori di specie autoctone; Hess, 1994; Bennett, 1999).

Inoltre, corridoi di ridotte dimensioni e alto rapporto perimetro/area possono essere percepiti da alcune specie come ambienti marginali (*edge habitat*), di bassa qualità ambientale (Soulé e Simberloff, 1986). È stato infatti osservato sperimentalmente come alcune specie di uccelli sensibili alla frammentazione possano utilizzare, in misura minore, le strutture lineari nel paesaggio (definite *like-corridors*: per esempio, fasce boscate fluviali) rispetto alle specie tolleranti probabilmente a causa dei disturbi provenienti dalla matrice circostante e dell'effetto margine. Questo è uno dei motivi per i quali la qualità dell'habitat nei corridoi dovrebbe essere elevata, almeno per determinate specie sensibili, inabili o riluttanti ad utilizzare la matrice ed altri elementi del paesaggio modificati dall'uomo (Bolger *et al.*, 2001). A tal proposito esistono dati sperimentali su alcuni micromammiferi del Nordamerica (Soulé e Simberloff, 1986). Alcune specie appartenenti a questo gruppo e strettamente legate ad ambienti forestali (definite *deep forest species*: *Arborimus longicaudus* e *Clethrionomys californicus*) evitano infatti i corridoi ripariali tra frammenti forestali. Al contrario, specie indesiderate, generaliste e non autoctone possono utilizzare tali strutture lineari per diffondersi, specialmente se queste ultime so-

no state ricostituite *ex-novo* in aree ove, precedentemente, non erano presenti (cfr. i *planted habitat corridors* nelle pagine precedenti; si veda anche il caso di alcune specie di uccelli nordamericane citate in Dobson *et al.*, 1999).

Tutto ciò rende alcune aree connettive assimilabili a *habitat sink*, a bassa idoneità per determinate specie sensibili. Queste specie possono, tra l'altro, subire la competizione con specie generaliste, o nel caso di specie animali, un maggior tasso di predazione durante la dispersione: tali aree possono fungere, quindi, anche da "trappole ecologiche" ("*death trap for dispersing individual*": Soulé, 1991; si veda anche Machtans *et al.*, 1996; Harrison e Bruna, 1999; Bolger *et al.*, 2001).

Thomas *et al.* (2000) hanno recentemente mostrato come i sistemi lineari di siepi a scala locale possano, inoltre, recare problemi ad alcune specie (ad esempio, lepidotteri), perché "distraggono" gli individui in dispersione e ne riducono l'interscambio su scale più ampie. Quanto fatto notare da questi Autori sottolinea ancora una volta come sia determinante non parlare di corridoi e connettività in senso generale senza contestualizzarlo a specie e situazioni specifiche.

Tra gli svantaggi, è stato infine fatto notare anche come non debbano essere sottovalutati gli alti costi di gestione e politico-sociali delle aree connettive e come la strategia dei corridoi possa non essere la sola da perseguire a livello territoriale per il mantenimento di specie, comunità e processi (Saunders *et al.*, 1991; Dobson *et al.*, 1999). Questi Autori indicano, a riguardo, delle alternative a questa strategia attraverso altre forme di gestione del territorio e del paesaggio (come, ad esempio, il *landscape management* indirizzato alla mitigazione degli impatti della matrice sui frammenti naturali residui, che rientra, tra l'altro, in alcune delle indicazioni proposte nella pianificazione di rete ecologica; cfr. parte III).

Specie-specificità

Il ruolo che le aree connettive possono svolgere come *habitat* o via di dispersione risulta, come più volte riportato, altamente specie-specifico con effetti positivi, neutrali o negativi che dipendono strettamente dalle caratteristiche ecologiche e

⁶ Anche a livello intraspecifico singoli individui possono mostrare una risposta differente in funzione delle loro dimensioni corporee, età, sesso, condizione fisiologica (Bennett, 1999). Downes *et al.* (1997) hanno osservato in alcuni mammiferi autoctoni australiani, come i corridoi fossero utilizzati da una proporzione più elevata di maschi e da individui con peso corporeo più basso. Analogamente, in alcune specie di uccelli sono state evidenziate differenze nell'uso dei corridoi in relazione alle differenti fasce di età (Machtans *et al.*, 1996).

dalla storia evolutiva delle singole specie (Debinski e Holt, 2000).⁶

Un obiettivo prioritario può essere, quindi, quello di individuare quali fra le specie più sensibili possono utilizzare, con maggiore probabilità e in che modo, queste aree (Bolger *et al.*, 2001), anche al fine di ottenere indicatori utili per elaborare appropriate strategie di pianificazione e conservazione (Butowsky *et al.*, 1998; Haddad, 1999).

Scoccianti (2001) riporta una distinzione delle specie in base all'uso che esse fanno delle aree corridoio:

- *passage species*, che utilizzano i corridoi per muoversi fra frammenti idonei in periodi relativamente brevi (ad esempio, movimenti giornalieri, migrazioni stagionali, dispersione giovanile). Tali specie usano i corridoi solo per i movimenti: conseguentemente essi possono anche non essere di alta qualità per quanto riguarda altre funzioni ecologiche;

- *corridor dwellers*: le specie in questione impiegano tempi molto lunghi per muoversi lungo le aree connettive e le loro dinamiche potranno essere osservate solo su ampie scale temporali (ad esempio, dinamiche di areale in seguito a cambiamenti climatici). Tali aree connettive potranno, quindi, svolgere anche una funzione di habitat trofico e riproduttivo, oltre che dispersivo (si veda anche Dobson *et al.*, 1999). In tal caso gli individui di queste specie svolgeranno gran parte delle attività in queste aree che dovranno, pertanto, risultare di alta qualità e idonee allo svolgimento di diverse funzioni ecologiche per tempi lunghi.

Individuazione e perimetrazione

L'individuazione e la perimetrazione delle aree con funzione connettiva deve tenere conto dei fattori che influenzano i movimenti degli individui attraverso paesaggi frammentati e, più in generale, delle caratteristiche ecologiche delle specie oggetto di indagine.

E' quindi importante valutare, per queste aree, alcuni parametri che determineranno la loro funzionalità per le specie selezionate come, ad esempio, la loro lunghezza, ampiezza, tipo e struttura della vegetazione, utilizzo da parte dell'uomo e influenza dell'effetto margine dovuto alla matrice nella quale esse sono inserite (Scoccianti, 2001). Se i corridoi sono di piccole dimensioni, relativamente alla scala di percezione delle specie sensibili, con molta probabilità, essi non consentiranno il mantenimento delle relative dinamiche individuali. Ciò è valido, in modo particolare, per le specie animali e vegetali a dispersione passiva, ove questo processo dipende, in gran parte, da fattori casuali e dove, conseguentemente, i corridoi dovrebbero essere ampi in misura tale da intercettare un numero significativamente elevato di individui o propaguli in movimento (Boswell *et al.*, 2000). Mason *et al.* (2002) hanno fatto notare, a questo proposito, come, limitatamente alla fauna di invertebrati sa-

proxilofagi, legata al legno in decomposizione, perché possa essere assicurata una funzionalità delle aree corridoio, si dovrebbe garantire una tipologia e struttura vegetazionale simile a quella dei frammenti adiacenti e la larghezza media del corridoio dovrebbe corrispondere all'altezza media delle piante che lo compongono.

In linea generale, Dobson *et al.* (1999) indicano come, con l'aumentare della scala di indagine (da locale a regionale e oltre), sarebbe necessario incrementare il rapporto tra ampiezza e lunghezza delle aree con potenziale funzione di corridoio. Questi Autori sottolineano come, a scale molto ampie (come quella continentale relativa al *Wildland Project*; si veda Soulé e Terborgh, 1999), le aree connettive dovrebbero essere almeno tre volte più ampie rispetto al raggio di azione dell'effetto margine su determinate specie e comunità. Inoltre essi, citando Harrison, suggeriscono che gli *home range* delle specie di maggiori dimensioni potrebbero essere utilizzati per individuare l'ampiezza minima delle aree connettive tra frammenti di habitat. Queste specie costituirebbero così, nell'ambito della selezione di aree corridoio, un "ombrello" per tutte le altre (Fig. 36).

Alcune tipologie ambientali, benché non continue fisicamente, possono comunque favorire le dinamiche di alcune specie animali. Specie a grande capacità dis-



Figura 36. Aree di grande estensione relativamente indisturbate e non frammentate possono svolgere una funzione connettiva tra siti core, ad esempio nel caso dei grandi carnivori. In questo caso la tutela di questi ambiti territoriali può consentire la conservazione di molte altre specie e comunità (ruolo di "ombrello" di queste specie; cfr. testo). Nella foto l'area del Monte Greco, Serra Rocca Chiarano (Appennino abruzzese) interposta fra il cuore del Parco Nazionale d'Abruzzo e l'Altipiano delle Cinque Miglia – Parco Nazionale della Majella, queste ultime aree di presenza stabile di nuclei di Orso bruno marsicano (*Ursus arctos marsicanus*) e Lupo (*Canis lupus*). Si veda anche Bologna (1997) per un inquadramento nazionale delle "aree selvagge" condotto dal WWF Italia, basato sulle linee guida del Wildland Project (cfr. testo). Foto dell'autore.

persiva, molto vagili (ad esempio, uccelli migratori, chiroterri, alcuni gruppi di insetti) possono, durante i loro movimenti a scale differenti, usufruire di una serie di frammenti puntuali, anche di dimensioni ridotte, disposti in serie (definiti *stepping-stones*) più che di corridoi lineari (si veda la classificazione dei corridoi nelle pagine precedenti; Bennett, 1999; MacMahon e Holl, 2001).

La qualità ambientale nei corridoi è un altro elemento da prendere in considerazione. Come già riportato, i corridoi, per la loro forma lineare e per il rapporto perimetro/area elevato, possono essere percepiti come aree di bassa qualità da alcune specie sensibili e ciò può costituire un fattore che ne pregiudica l'efficacia, almeno per quelle specie inabili o riluttanti ad utilizzare la matrice trasformata dall'uomo (Bolger *et al.*, 2001). In realtà, può non essere necessario mantenere, sempre e per ogni specie, una elevata idoneità di habitat nei corridoi. Infatti, la funzione di tali aree può limitarsi al mantenimento delle dinamiche delle specie più che a soddisfarne le esigenze ecologiche complessive (alcune specie specialiste possono infatti rivelarsi generaliste nella fase dispersiva; si veda Palomares, 2001). In alcuni casi, un'alta qualità ambientale nei corridoi può addirittura provocare effetti indesiderati: infatti, in determinate condizioni, si può assistere ad una paradossale riduzione dei tassi di dispersione tra frammenti proprio perché queste aree andrebbero a svolgere una funzione di habitat più che di corridoio di dispersione in senso stretto⁷.

Il contrasto qualitativo tra le differenti tipologie ambientali dell'area corridoio e della matrice è una ulteriore variabile da prendere in considerazione. In alcuni casi, e per alcune specie, un contrasto marcato può infatti facilitare l'uso della tipologia ambientale come area connettiva la quale assume, tra l'altro, un ruolo di rifugio; in altri casi tale contrasto può provocare un marcato effetto margine rendendo la stessa non idonea come corridoio di dispersione (Dobson *et al.*, 1999).

Nelle fasi di individuazione e perimetrazione delle aree a funzione connettiva è, infine, di importanza strategica considerare, oltre gli aspetti ecologici, anche quelli sociali, culturali, economici caratteristici del contesto territoriale studiato (Soulé, 1991). Ad esempio, pur se un'area può rivelarsi idonea a svolgere, sotto un profilo ecologico, un ruolo connettivo per determinate specie sensibili, dovrebbero essere attentamente valutati anche gli eventuali disturbi antropici, localmente presenti o potenziali, che possono intervenire su tali specie vanificando gli sforzi di conservazione. Secondo Soulé e Orians (2001), il fattore umano deve essere quindi considerato in modo priori-

⁷ A questo proposito è interessante quanto riportato da Farina (2001) riguardo alla necessità di caratterizzare la funzionalità di ogni elemento del paesaggio, e quindi anche delle aree corridoio, in funzione delle necessità ecologiche delle singole specie (dispersive, trofiche, riproduttive, di *roosting*, ecc.).

tario quando si vogliono selezionare e individuare aree con funzione connettiva.

Abstract

Protected areas: Role, design and limitations - As a general rule, protected areas can preserve the biological diversity of a region only if they comprise a relatively complete sample of native ecosystems and are large and close to each other. Indeed, the local extinction of a species may happen more rapidly in small, isolated reserves. Therefore, although protected areas can constitute the starting focal point for specific conservation strategies, they do not seem to be sufficient to preserve populations, communities, and ecological processes in fragmented landscapes, especially in Europe.

With respect to the last issue, a debate is in progress on natural reserve design, regarding their location, shape, size, and more appropriate number (SLOSS debate). Reserves should have a regular shape in order to maximize the core area and the ratio area/perimeter, so decreasing the edge effect on sensitive species and keeping some key ecological processes, such as dispersal. Moreover, for a correct design, the study of the geographic pattern of the sensitive (meta)populations and of the species-specific requirements may be relevant.

Corridors and connectivity. Role and limitations – In order to minimize the impact of habitat fragmentation on diversity and ecological processes, the role of corridors and connectivity has often been emphasized. However, their utility is not clear due to a lack of experimental success.

The potential advantages may include the increase of movements among fragments for sensitive species, allowing a gene flow among populations, providing additional habitats and refuge areas, increasing immigration and recolonization and decreasing the extinction rates.

Disadvantages are the risk of catastrophes spreading in fragments. Moreover, sensitive species may perceive corridors of higher perimeter/area ratio as edge/sink habitat, may compete with generalists or be preyed on during dispersal.

Species-specificity and design – Corridors may have a role as habitat and routes of dispersal and appear to be species-specific, with intraspecific differences. They may be classified on the basis of their origin, structure, topographic position, and shape and their design should take into account those factors which affect the spe-

PARTE III.

RETI ECOLOGICHE

3.1 Le reti ecologiche

La pianificazione di rete ecologica si pone l'obiettivo, sotto uno stretto profilo di conservazione, di mantenere o ripristinare una connettività fra popolazioni ed ecosistemi in paesaggi frammentati. Essa costituisce un paradigma concettuale di grande portata, capace di promuovere strategie di conservazione della diversità biologica e dei processi ecologici attraverso la pianificazione del territorio.

L'attuazione pratica di questo obiettivo, tuttavia, presenta alcune difficoltà. Infatti, l'ampia gamma delle differenze ecologiche tra le specie oggetto di indagine, delle scale spaziali e temporali di riferimento, dei livelli ecologici coinvolti, nonché dei complessi fattori che agiscono nel "mondo reale", rende difficile l'individuazione di criteri e metodologie definitive e generali in questo settore (Haila, 1985; Opdam *et al.*, 1994).

Le conoscenze teoriche riguardanti il tema della frammentazione, della connettività e delle reti ecologiche sono state in parte acquisite a livello di pianificazione, oltre che normativo, e inserite in Convenzioni internazionali, in Direttive comunitarie (si vedano la Direttiva 79/409/CE "Uccelli" e, più recentemente, la Direttiva 92/43/CE "Habitat"), in strategie pan-europee e in linee di indirizzo nazionale¹. La Convenzione di Rio sulla Diversità Biologica (UNCED, 1992), il Congresso di Caracas sui parchi e le aree protette (1992) ed il recente Congresso mondiale delle aree protette di Durban (2003; cfr., per un resoconto, Romano, 2003) sono stati, a tal proposito, i momenti storici che hanno, a livello mondiale, trasferito in indirizzi le conoscenze teoriche sull'argomento.

Ulteriori iniziative hanno contribuito alla diffusione del concetto di rete ecologica in Europa. Tra queste, Eeconet (1991), che propone la definizione di una rete ecologica pan-europea finalizzata alle politiche sulle aree protette e a quelle sulle aree rurali; Iene (1999), un progetto finalizzato al miglioramento delle infrastrutture europee secondo logiche di conservazione; Lynx (1996), che si struttura come una rete internazionale per lo scambio di informazioni e cooperazione sulle reti ecologiche (Pungetti, 1998, 2001, ha fornito un quadro delle attività nel settore in Europa).

¹ Per una revisione vedi Reggiani *et al.* (2000) e Romano (2000: 145-187); per un inquadramento delle politiche di pianificazione ambientale in Europa: Mussner e Plachter (2002); per l'Italia: Ministero dell'Ambiente (1999); ANPA-INU (2001); APAT, 2003 (sito web: www.ecoreti.it).

Nella recente Strategia Paneuropea sulla Diversità Biologica e Paesistica (1996) è stata prevista la costituzione di una Rete Ecologica Paneuropea (PEEN; al punto 1 dell'Action Plan 2000-2006), coadiuvata da politiche nazionali e locali, allo scopo di conservare la diversità dell'intera gamma di paesaggi, ecosistemi, habitat e specie di importanza europea. Per raggiungere questi obiettivi è stato indicato come sia necessario il mantenimento in buono stato di conservazione delle specie sensibili, favorendone la dispersione e la migrazione oltre che il recupero degli ecosistemi chiave e mitigando l'effetto dei disturbi di origine antropica.

In Europa, fin dagli anni '70 sono state delineate ipotesi di reti ecologiche in Lituania ed Estonia e negli anni '80 analoghe iniziative hanno interessato la Cecoslovacchia, la Danimarca e l'Olanda.

In Italia il termine "rete" applicato alle problematiche ecologiche e di conservazione è stato introdotto già dai primi anni '80 (Bullini *et al.*, 1980; Contoli, 1981; vedi anche Parisi, 1972). Dagli anni '90 in poi il concetto, a livello di pianificazione e politiche territoriali, si è affermato definitivamente nel nostro paese (Contoli, 1990; Malcevschi *et al.* 1996; Romano, 1996; 1999; 2000; Pungetti, 1998; Gambino e Romano, 2003) ed interessanti esempi di studio della frammentazione a scala nazionale, finalizzati alla pianificazione di reti ecologiche, sono oggi disponibili (si veda, ad esempio, Romano, 1997)².

A tutt'oggi la Rete Ecologica Nazionale (REN), assieme alle azioni sui Sistemi

² Si vedano anche, per esempi a scale differenti e con differenti approcci, i casi studio inseriti nel progetto ANPA "Monitoraggio delle reti ecologiche" (coord. M. Guccione; website: APAT, 2003; www.ecoreti.it) e gli Atti dei relativi Workshop, il progetto PLANECO (sito web: www.dau.ing.univaq.it/planeco; Aa. Vv., 2003), il rapporto del Ministero dell'Ambiente (1999); i Convegni del Centro Studi V. Giacomini (2001) e della Federparchi (website: www.parks.it), gli inserti dedicati dalle riviste Parchi (n. 29/2000; Ielardi, 2000), Attenzione WWF (n. 16/1999; Paolella, 1999), Acer (Rubrica "Reti ecologiche"), Genio Rurale-Estimo e Territorio (diversi numeri).

In particolare si vogliono qui citare alcune pubblicazioni promosse dall'Università degli studi de L'Aquila (Dipartimento di Architettura e Urbanistica; si vedano Romano e Tamburini, 2002; Romano e Tamburini, 2003) e dall'Università degli studi di Camerino (Filpa, 2000) inerenti contributi per la rete ecologica regionale e del settore appenninico (si veda anche il sopra citato Progetto PLANECO). La Regione Emilia Romagna e le Province di Bologna e Modena, in collaborazione con la Regione Abruzzo e la provincia di Gelderland (Paesi Bassi) hanno, inoltre, attuato un Progetto Life Econet, coordinato dalla Contea di Cheshire (Regno Unito) mirato alla realizzazione di reti ecologiche nelle aree di pianura (per una sintesi, si veda Alessandrini *et al.*, 2003). Benché non affrontato compiutamente in questa sede l'apporto degli studi floristici e vegetazionali in questo settore è determinante e ancora ingiustamente sottostimato. Alcuni esempi e indicazioni di carattere interdisciplinare sono reperibili in Guidi (1999), Guidi (2000), Guidi *et al.* (2001). Si veda anche Blasi (2002).

territoriali (Alpi, Ape, Itaca, ecc.), è stata inserita tra le Politiche di sistema a livello nazionale (Perilli, 1999)³.

Obiettivi

Gli obiettivi di una pianificazione di rete ecologica, intesa nel suo più stretto significato conservazionistico, sono quelli di mitigare gli effetti della frammentazione su popolazioni, comunità, processi ecologici mediante:

- la conservazione delle aree naturali esistenti, incrementando il numero e la superficie di quelle sottoposte a tutela nonché di esempi rappresentativi di tutte

³ Nel 1999 il Servizio Conservazione Natura del Ministero dell'Ambiente, nell'ambito delle azioni programmatiche per la preparazione del "Piano di Sviluppo del Mezzogiorno" (PSM) ha presentato al Ministero del Tesoro il rapporto relativo alla Rete Ecologica Nazionale, configurandola come un programma guida per l'assegnazione dei fondi del Quadro Comunitario di Sostegno 2000-2006.

Secondo le indicazioni del Ministero dell'Ambiente (Cosentino, 2001) la rete ecologica può essere definita "una infrastruttura naturale ed ambientale che persegue il fine di interrelazionare e di connettere ambiti territoriali dotati di una maggiore presenza di naturalità ove migliore è stato ed è il grado di integrazione delle comunità locali con i processi naturali, recuperando e ricucendo tutti quegli ambiti relitti e dispersi nel territorio che hanno mantenuto viva una seppur residua struttura originaria, ambiti la cui permanenza è condizione necessaria per il sostegno complessivo di una diffusa e diversificata qualità naturale nel nostro paese". Secondo questo documento una rete ecologica dovrebbe essere costituita dalle seguenti unità:

- *core areas* (aree centrali): coincidenti con aree già sottoposte e da sottoporre a tutela, ove sono presenti biotopi, habitat naturali e seminaturali, ecosistemi terrestri e marini caratterizzati da un alto contenuto di naturalità;

- *buffer zones* (zone cuscinetto), che rappresentano le aree contigue e le fasce di rispetto adiacenti alle aree *core* con funzionalità multipla (ad esempio, mitigazione dell'effetto margine e dei disturbi provenienti dalla matrice; si vedano Farina, 2001; MacMahon e Holl, 2001).

- *green ways* (corridoi di connessione): strutture di paesaggio preposte al mantenimento e al recupero delle connessioni tra ecosistemi e biotopi, finalizzati a supportare lo stato ottimale della conservazione delle specie e degli habitat presenti nelle aree ad alto valore naturalistico, favorendone la dispersione e garantendo lo svolgersi delle relazioni dinamiche. In particolare i corridoi assolvono il ruolo di connettere le aree di alto valore naturale localizzate in ambiti terrestri o marini fortemente antropizzati;

- *key areas* (nodi): luoghi complessi di interrelazione al cui interno si confrontano le zone centrali e di filtro con i corridoi e i sistemi di servizi territoriali con essi connessi. I parchi, per le loro caratteristiche territoriali e funzionali, si propongono come nodi potenziali del sistema.

E' stato fatto notare come, alla identificazione del Ministero, tuttavia, si fanno corrispondere categorie territoriali determinate *a priori* il che non corrisponde a quanto accennato in merito alla specie-specificità delle reti e può essere, quindi, criticabile sotto uno stretto profilo ecologico (Margiocco, 2001). Il ruolo di specifici ambiti territoriali in un'ottica dinamica non può, infatti, essere definito in anticipo senza dapprima conoscerne la funzionalità per specifici obiettivi (specie, popolazioni, comunità, ecosistemi, ecc.; Boitani, 2000). In realtà, l'individuazione di priorità in una pianificazione di rete ecologica, che segua criteri strettamente conservazionistici, dovrebbe poter prevedere studi accurati su determinate popolazioni di specie sensibili, sui loro *pattern* di movimento specifici, nonché su fattori e processi (MacMahon e Holl, 2001).

- le tipologie di ecosistemi autoctoni (cfr. quanto riportato da Terzi, 2000);
- l'incremento della connettività fra gli habitat, riducendone l'isolamento e favorendo il flusso genico tra popolazioni di specie sensibili alla frammentazione, al fine di garantirne la vitalità, tenendo conto delle differenze specie-specifiche nella capacità di dispersione e mantenendo, inoltre, i processi ecologici ed evolutivi;
 - l'elaborazione di azioni atte a mitigare la resistenza della matrice antropizzata alla dispersione delle specie sensibili; ciò è valido soprattutto per quelle specie che mostrano difficoltà di dispersione attraverso matrici ambientali non idonee e che sono strutturate in metapopolazioni⁴ (Dunning *et al.*, 1995). Come sottolineato da Pungetti (1998), la rete ecologica ha anche una funzione di "politica cuscinetto", finalizzata a minimizzare gli impatti provenienti dalla matrice trasformata dall'uomo;
 - in senso più generale, l'inserimento delle problematiche di conservazione della diversità biologica nei processi di pianificazione territoriale.

La pianificazione di rete ecologica, in quanto branca della Biologia della Conservazione, può essere considerata anch'essa una "disciplina di crisi" che deve relazionarsi con le variabili complesse di tipo ecologico ed antropico presenti a livello territoriale (Soulé, 1986). A tale proposito l'IUCN (vedi sito web: <http://iucn.org>) indica fra gli strumenti disponibili "nell'arsenale della conservazione", al primo posto, proprio la gestione ed il ripristino di habitat ed ecosistemi, includendo l'istituzione di aree protette e di reti ecologiche (oltre che una serie di altri strumenti quali la definizione di norme, Convenzioni e accordi fra Paesi; la creazione di incentivi finanziari, la definizione di *Action Plans* specifici, ecc.).

Letture differenti del concetto di rete ecologica

Malcevschi (2001) e Reggiani *et al.* (2001) hanno recentemente sottolineato come il termine "rete ecologica" abbia assunto un diverso significato in ambiti differenti. Di seguito si passano in rassegna alcune letture del concetto.

⁴ Secondo Kareiva e Wennergren (1995), le strategie di conservazione a livello di metapopolazione possono prevedere interventi mirati all'incremento della superficie di habitat naturale in grado di mantenere popolazioni vitali così da aumentarne la consistenza numerica e ridurre i rischi di estinzione. Tali strategie dovrebbero, inoltre, prevedere interventi atti a favorire la ricolonizzazione e lo scambio genico tra sottopopolazioni; a ridurre la resistenza della matrice trasformata alla dispersione delle specie; ad aumentare la connettività specie-specifica. Questi stessi Autori hanno fatto notare come le strategie che si pongono come obiettivo prioritario la tutela dei meccanismi di dispersione possono aiutare a massimizzare i benefici delle azioni di conservazione.

- La lettura del termine in chiave ecologica si basa su riferimenti teorici e concettuali provenienti da discipline come l'Ecologia del Paesaggio, la Biologia della Conservazione, l'Ecologia Applicata, la Biogeografia e la Genetica di Popolazioni.

Secondo tale lettura, come già accennato, la rete ecologica può essere definita un sistema interconnesso, potenziale o effettivo, di unità ecosistemiche, nelle, e fra le quali, conservare la biodiversità a tutti i livelli ecologici. Le unità ecosistemiche individuate assumono una particolare funzionalità riguardo al mantenimento della vitalità di determinate (meta)popolazioni, comunità e di processi ecologici. Dato che ogni specie è caratterizzata da una propria nicchia ecologica e da proprie dinamiche di popolazione ed evolutive, una rete ecologica in senso stretto potrà essere definita solo in senso rigorosamente specie-specifico. Anche la scala di riferimento e l'individuazione dei singoli ambiti di rete ecologica e degli elementi territoriali di continuità e discontinuità ("barriere" e "corridoi") saranno, di conseguenza, relative solo alle specie oggetto di pianificazione (Butowsky *et al.*, 1998; Boitani, 2000).

- Secondo l'accezione in uso nelle politiche ambientali e di conservazione, utilizzata prevalentemente dalle Amministrazioni pubbliche (ad esempio, dagli Enti territoriali), la rete ecologica viene utilizzata come modello per costruire un insieme integrato di aree protette inserite in un sistema coordinato di infrastrutture e servizi (vedi, come esempio, lo schema del Ministero dell'Ambiente, 1999).

- Secondo un approccio urbanistico-territoriale e di sviluppo socio-economico, la rete ecologica può essere letta come uno "scenario ecosistemico polivalente" (Malcevschi, 2001)⁵. In sostanza, secondo quanto riportato da Gambino (2001),

⁵ Esistono alcuni esempi, in Italia, di pianificazione di rete ecologica a scala provinciale. Fra i primi Malcevschi (1999), nella redazione della rete ecologica inserita nel Piano Territoriale della Provincia di Milano, individua una serie di elementi gerarchizzati, caratterizzati strutturalmente e funzionalmente, tenendo conto, oltre che della componente ecologica, anche degli aspetti fruitivi, percettivi e socioeconomici.

Gli elementi definiti da Malcevschi (1999) sono di un certo interesse e vengono di seguito elencati: matrici naturali primarie in grado di costituire sorgente di diffusione per elementi di interesse ai fini della biodiversità; fasce di appoggio alla matrice naturale primaria; linee di permeabilità ecologica lungo i corsi d'acqua; sistemi legati ai corsi d'acqua (principali corridoi ecologici fluviali, corsi d'acqua minori); gangli primari e secondari della rete ecologiche; fasce territoriali entro cui promuovere o consolidare corridoi ecologici primari e secondari; direttrici di permeabilità verso territori esterni; barriere significative prodotte da infrastrutture esistenti; varchi la cui chiusura a causa dell'espansione insediativa comporterebbe rischi significativi per la rete ecologica; zone extraurbane con presupposti per l'attivazione di progetti di consolidamento ecologico; zone periurbane nelle quali attivare politiche polivalenti di riassetto fruitivo ed ecologico; fasce marginali tra agricoltura ed insediamenti con implicazioni di tipo ecologico.

Una rete può, quindi, essere strutturata utilizzando i seguenti elementi gerarchici: matrice naturale di base, gangli funzionali di appoggio (capisaldi, nuclei), fasce di connessione, agroecosistemi (o aree assimilabili) con caratteristiche di sostenibilità prevedendo specifiche fonti di finanziamento. Questa traccia, indicata da Malcevschi (2001), è stata anche seguita per la redazione della 'Carta degli ambiti di rete ecologica' inserita nel recente Piano Territoriale Generale della Provincia di Roma (vedi sito web: www.provincia.roma.it).

nella pianificazione urbanistica il concetto di rete ecologica viene utilizzato per definire destinazioni ed usi del territorio che tengano conto delle componenti naturali e antropiche e delle loro interazioni. Secondo questa chiave di lettura, le reti ecologiche mirano a realizzare un sistema integrato di aree su cui effettuare azioni di conservazione e valorizzazione delle risorse naturali e culturali, orientandosi verso la promozione dei processi di sviluppo socio-economico locale.⁶

Come descritto da Reggiani *et al.* (2001), e qui riportato, le diverse letture divergono sul significato operativo che danno al concetto di rete ecologica. Tale differenza è evidente quando si confrontano tra loro gli approcci ecologico e urbanistico.

L'approccio di tipo ecologico vede, infatti, nel concetto di rete ecologica, uno schema di riferimento sul quale lavorare in modo analitico e sperimentale, con finalità strettamente legate alla conservazione. L'approccio urbanistico interpreta la rete ecologica come uno strumento pratico di pianificazione, il quale deve, quindi, prevedere, una definizione concreta di "reti" sul territorio.

A causa di queste differenze, questi due ambiti disciplinari si trovano spesso in disaccordo durante il processo di redazione dei piani. Gli urbanisti, infatti, richiedono indicazioni pragmatiche, mentre gli ecologi tendono a mostrarsi più cauti a causa della complessità che caratterizza i sistemi naturali. Tali divergenze di vedute sono spesso presenti anche fra chi si occupa di conservazione quando si affrontano i problemi posti dal "mondo reale" (Soulé, 1986). Si vuole, allora, qui ribadire come sia necessario uno sforzo concettuale da parte delle discipline urbanistiche ed ingegneristiche per acquisire le conoscenze relative alle problematiche di tipo ecologica legate a questa disciplina.

Franco (2003) elenca alcuni modelli interpretativi del concetto di rete ecologica che, in parte, si rifanno a quelli a cui si è accennato in precedenza (Fig. 37). Le diverse interpretazioni del concetto di rete ecologica sono dovute ai criteri di selezione degli "oggetti territoriali messi in rete". È possibile individuare:

- Una rete delle aree protette: se gli "oggetti" sono costituiti dal sistema di aree

⁶ Secondo questo Autore, la questione delle reti ecologiche presenta implicazioni di tipo 1) teorico, relative principalmente agli aspetti ecologici e alla loro complessità; 2) pratico, legate ai rapporti fra conservazione e sviluppo; 3) politico, inerenti il coinvolgimento dei diversi livelli e soggetti che governano il territorio. Il concetto di rete ecologica presenta, infine, interessanti ricadute in ambito filosofico e culturale (si vedano, ad esempio, Massa, 2001; Franco, 2003; Panzarasa, 2003). Gambino (2001) ha comunque sottolineato come l'eccessivo spostamento di attenzione fra il concetto ecologico e quello fruitivo-culturale possa portare a offuscare le ragioni specifiche sulla base delle quali si è sviluppata la strategia delle reti ecologiche facendo perdere significato al concetto.

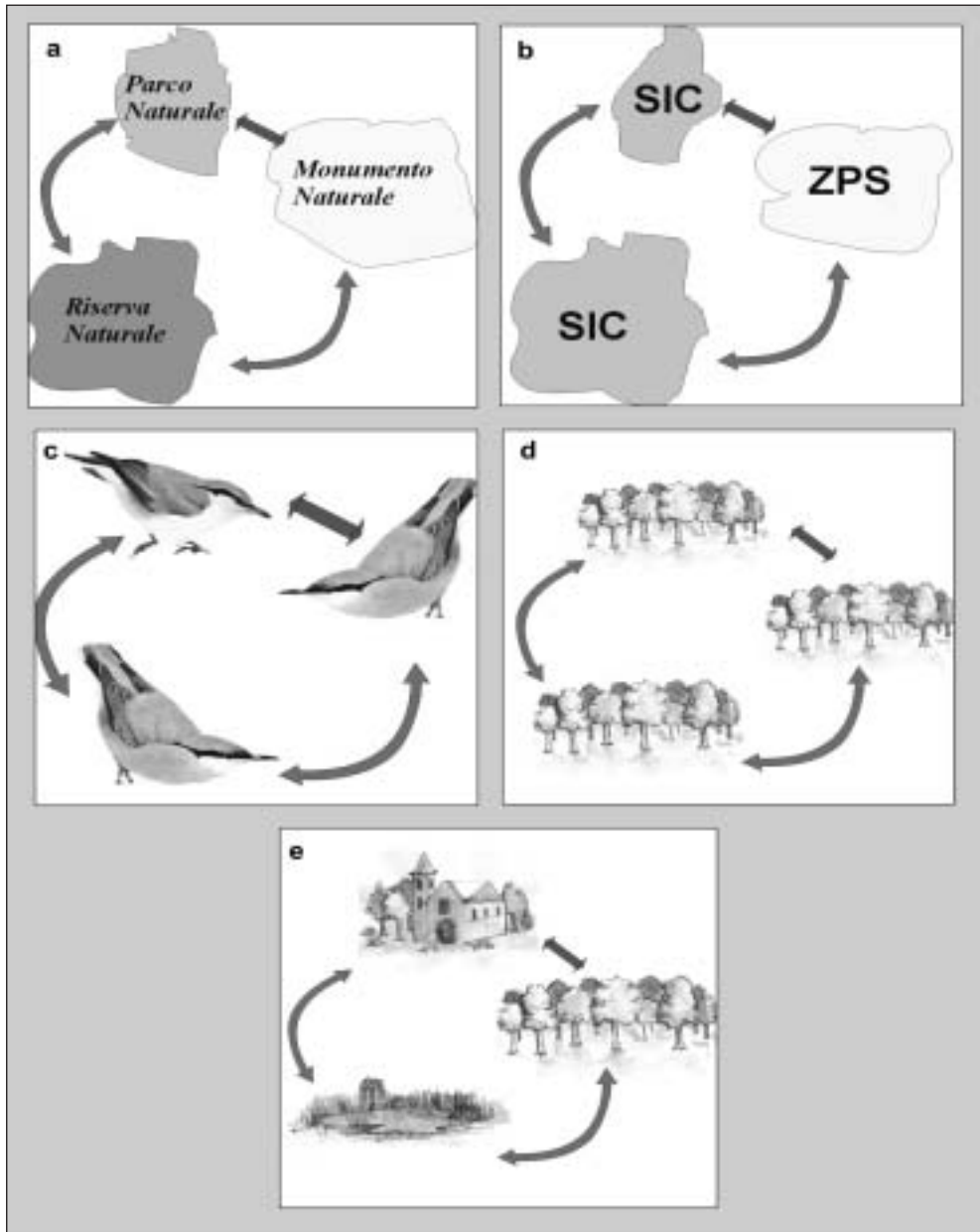


Figura 37. *Differenti schemi relativi al concetto di “rete ecologica”. E’ prioritario sottolineare come la scelta degli “oggetti” da mettere in relazione (aree protette, SIC-ZPS, popolazioni animali, ecosistemi, “luoghi” percepiti) determina le scelte e l’impostazione della strategia di pianificazione. In realtà una strategia basata su criteri strettamente ecologici e di conservazione dovrebbe comprendere il livello strutturale-territoriale e quello ecologico-funzionale, nonché quello della pianificazione del territorio. Gli aspetti fruitivi, percettivi, culturali (cfr. Franco, 2003) possono contribuire ad elevare il grado di accettazione sociale di una pianificazione di questo tipo: essi non possono però sostituirsi ai livelli precedenti senza far perdere di significato al concetto. Disegno di A. Turano.*

protette istituite si strutturerà una rete nella quale verranno privilegiati gli aspetti legati alla loro gestione (ad esempio, infrastrutture e servizi legati alle funzioni delle aree protette). Ovviamente, ciò non coincide con l'individuazione di una rete ecologica intesa in senso strettamente ecologico e di conservazione come fatto osservare già da Boitani (2000);

- Una Rete Natura 2000: in essa il criterio è consistito nella individuazione e selezione di un insieme di siti che ospitano habitat e specie minacciate (elencate nelle Direttive CE 92/43 "Habitat" e 79/409 "Uccelli"). Tale criterio di scelta può essere definito più oggettivo del precedente essendo state definite specie e habitat meritevoli di conservazione. Tuttavia, anche in questo caso, benché una tale rete possa contribuire ad aumentare la superficie delle aree tutelate, concettualmente l'attenzione viene sempre focalizzata su specifici ambiti territoriali e si può perdere di vista la problematica relativa al mantenimento della connettività per determinate specie;
- se "gli oggetti" da mettere in rete sono "luoghi" di interesse storico, sociale o ambientale in senso lato verranno privilegiati, in questo caso, gli aspetti percettivi del paesaggio, legati alla sfera umana e culturale, rispetto a quelli ecologico-funzionali (si veda il filone delle *Greenway* e delle *Green Belt* urbane, della fruizione delle aree verdi, ecc.). Franco (2003), in questo caso, sottolinea come il termine "ecologica" assuma un significato di tipo evocativo ed emotivo. Lo stesso Autore sottolinea inoltre come si possa essere tentati, nel redigere piani di rete ecologica, di considerare efficace e funzionale un sistema solo perché esso rientra all'interno dei nostri schemi e riferimenti culturali e cognitivi;
- se gli "oggetti" sono costituiti da ecosistemi naturali e dalle loro componenti, che per mantenere una loro funzionalità devono interagire fra loro ("sistemi aperti"), siamo in presenza di un approccio alla rete ecologica di tipo strettamente ecologico-funzionale. Benché sia opportuno tenere conto, a livello territoriale, delle diverse accezioni del concetto è bene tenere presente, come più volte ricordato, il fatto che sia quest'ultimo il più corretto riguardo agli obiettivi di mitigazione degli effetti della frammentazione sulla diversità biologica.

Nell'ambito di un approccio strettamente ecologico, Reggiani *et al.* (2001) hanno indicato alcune caratteristiche necessarie alla definizione di reti ecologiche. Esse dovrebbero essere definite, oltre che per un gruppo eterogeneo di specie sensibili (reti multispecie), anche su differenti scale geografiche (reti multiscala), con obiettivi multipli e confrontandosi con diverse ottiche disciplinari (reti multiobiettivo). Le reti ecologiche dovrebbero, inoltre, adattarsi ai cambiamenti ambientali che potrebbero intervenire su ampie scale temporali (reti dinamiche) in modo da

assicurare che le popolazioni possano rispondere ad essi in modo adattativo (cfr. anche parte II).

Una rete dovrebbe, infine, essere “qualificata”, ovvero definita con priorità oggettive e con una qualificazione degli ambiti in funzione degli obiettivi scelti. Tale qualificazione prevede, quindi, che in ogni ambito territoriale debbano essere individuate delle aree che presentino funzionalità differenti per la stessa specie *target*.

La definizione delle aree di rete ecologica (*core areas, buffer zones, corridors, stepping stones, restoration areas*), funzionali in modo differente a determinati obiettivi (*target*) sono state definite in modo approfondito già in numerosi sedi, alle quali si rimanda (es., ANPA-INU, 2001; APAT, 2003; Reggiani *et al.*, 2001; si veda anche la sintesi dei contenuti della ricerca interuniversitaria del gruppo di R. Gambino in Ministero dell’Ambiente, 2001-2002).

Infine, recentemente, sono stati evidenziati alcuni punti di debolezza legati al concetto di rete ecologica, in particolare riguardo ad una sua semplicistica applicazione che non tenga conto della complessità dei fattori e dei processi ecologici oltre che di quelli legati alla sfera umana. Alcuni ecologi sottolineano, infatti, la difficoltà di individuare singole configurazioni paesistiche che possano essere in grado di risolvere o mitigare i differenti e complessi problemi ecologici, alcuni dei quali irreversibili, derivanti dalla frammentazione, su più specie, intere comunità ed ecosistemi (si veda, ad esempio, Farina, 2001).

3.2 Uno schema concettuale

Si è accennato alla complessità che caratterizza il settore delle reti ecologiche. A causa delle differenze ecologiche nella risposta alla frammentazione e nell'uso delle aree connettive da parte delle singole specie o delle *guild*, della eterogeneità dei diversi ambiti territoriali indagati, delle molte scale spaziali e dei livelli ecologici interessati, è difficile individuare una metodologia univoca in questo settore. Inoltre, è stato più volte ribadito come generalizzazioni o estreme semplificazioni nella definizione di una tale metodologia possano rendere inefficaci le strategie di pianificazione e conservazione (Haila, 1985; Opdam *et al.*, 1994; Buntowsky *et al.*, 1998).

Un iter metodologico per l'individuazione di una rete ecologica dovrebbe, quindi, prevedere *a priori* la definizione, oltre che delle variabili legate al contesto di studio, anche degli obiettivi di pianificazione e conservazione, delle scale di indagine e dei livelli di organizzazione ecologica coinvolti (cfr. Reggiani *et al.*, 2001; si veda anche Sanderson *et al.*, 2002)(Fig. 38).

Quanto riportato di seguito vuole proprio contribuire a delineare uno schema concettuale al quale rifarsi per definire delle ipotesi di pianificazione di rete in senso strettamente ecologico (Battisti, 2003).

Scale di analisi

Frammentazione e connettività possono essere analizzate, analogamente ad altri fattori e processi, su differenti scale spaziali e temporali, nonché ad un differente livello di dettaglio/grana e su aree di diversa estensione (Noss, 1992). La scelta della scala cui riferirsi per attuare le strategie di pianificazione è strettamente legata agli obiettivi scelti (specie, comunità, ecc.). Ciò presuppone la conoscenza dei relativi dati ecologici di base¹.

Bisogna però considerare che l'individuazione di una singola o di poche reti ecologiche specie-specifiche può non essere in grado di mitigare o risolvere gli effetti complessivi della frammentazione sulla diversità. Appare quindi più opportuno

¹ A livello di specie, oltre che dei dati legati alle loro caratteristiche generali, si dovrebbe tenere conto anche di eventuali differenze intraspecifiche. Nell'ambito di una stessa specie, una connettività a scala locale può consentire i movimenti giornalieri degli individui, a scala regionale può favorire la dispersione di questi ultimi fra sottopopolazioni, a scala nazionale può, infine, permettere il mantenimento delle dinamiche di area, migratorie e biogeografiche (Boitani e Ciucci, 1997; Harrison e Bruna, 1999).

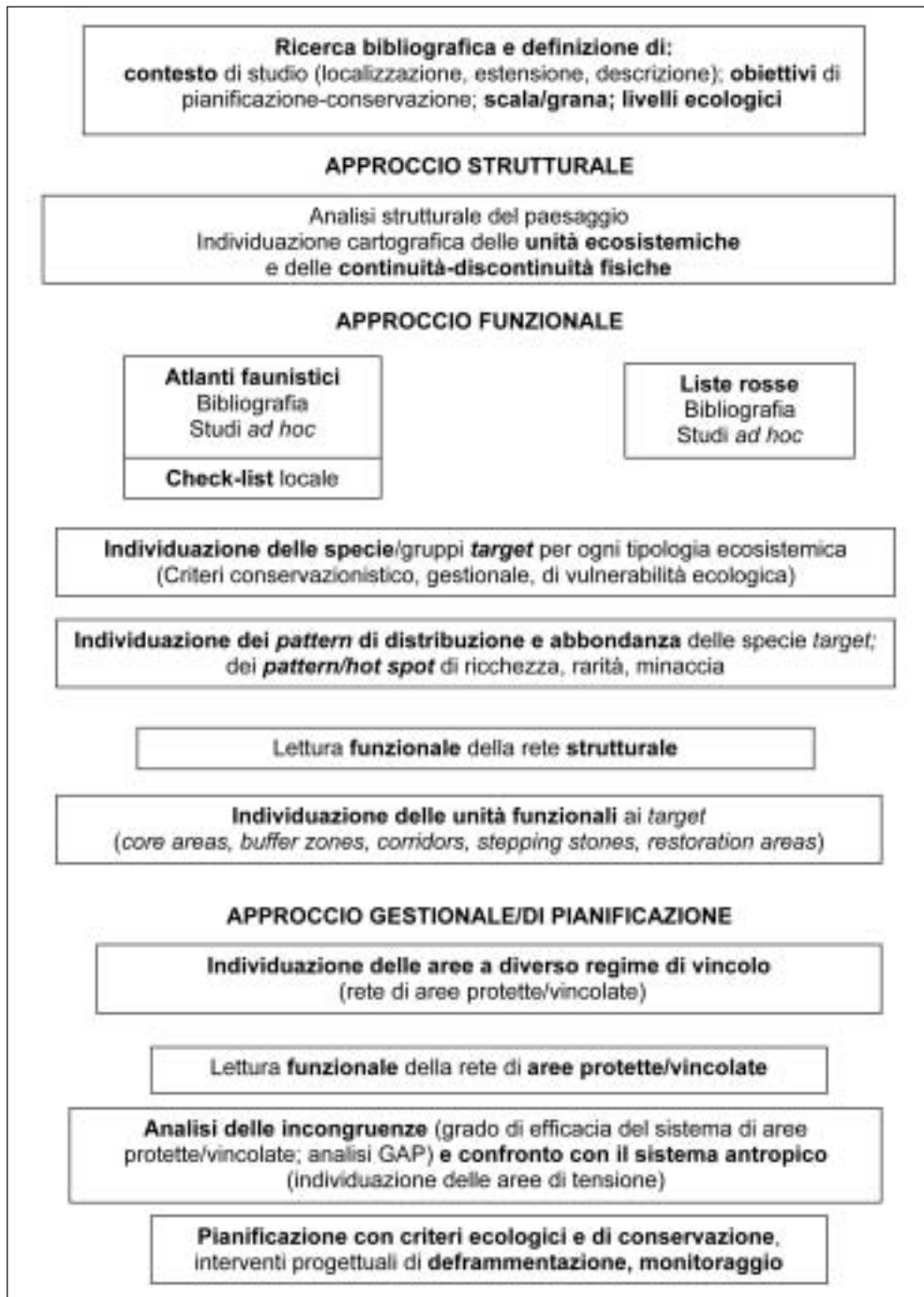


Figura 38. Iter metodologico proposto per la individuazione di reti ecologiche specie (o gruppo)-specifiche secondo tre livelli: strutturale, funzionale, gestionale/di pianificazione (da Battisti, 2003; modif.).

sviluppare strategie su un certo numero di scale spaziali differenti, così da coprire un ampio spettro di variazione interspecifica e rendere tale strumento di pianificazione più efficace (Wilcove *et al.*, 1986; Harris e Silva-Lopez, 1992; Noss, 1992; Bennett, 1997; vedi i concetti, già accennati, di rete “multispecie” e “multiscala” in Reggiani *et al.*, 2001).

Secondo Massa (2000), è possibile individuare corridoi (e reti ecologiche) su scale a diverso ordine di grandezza per specie differenti (da continentale, 10^3 kmq e oltre; a regionale, 10^2 kmq; a subregionale, $10^0 - 10^1$ Kmq; a locale, 0,1-10 ha).²

Dobson *et al.* (1999) riportano come la scala locale di individuazione delle aree connettive (definita anche la *hedgerow scale*, o scala delle siepi e dei filari), può facilitare i movimenti dei semi di specie vegetali, di invertebrati e di piccoli vertebrati (ad esempio, micromammiferi, rettili, anfibi). A questa scala, tali aree sono, in realtà, habitat marginali per gran parte delle specie e possono incrementare la diversità a livello locale. Tuttavia è anche vero che, a questa scala, le specie che beneficiano di questa rete sono, il più delle volte, generaliste e caratteristiche dei primi stadi successionali che non richiedono strategie di conservazione attuate attraverso un aumento/mantenimento della connettività. Il livello successivo, corrispondente alla scala di paesaggio, permette l'individuazione di aree connettive di maggiori dimensioni (ampiezza, lunghezza, superficie) tra unità ecosistemiche (forestali, umide, ecc.). In tal caso, è possibile che esse possano svolgere la funzione di consentire i movimenti di dispersione giornalieri/stagionali di specie maggiormente specializzate e legate a determinati tipi di habitat (ad esempio, specie *interior* legate a tipologie forestali mature). Infine, sempre secondo Dobson *et al.* (1999), l'individuazione di aree connettive a scala regionale/continentale può consentire la dispersione delle specie di maggiori dimensioni (ad esempio, grandi carnivori), nonché le dinamiche di areale su grandi scale temporali (ivi comprese quelle conseguenti ai cambiamenti climatici) e lo svolgimento dei principali processi ecosistemici (cfr. anche par. 2.2).

Per l'Italia, Reggiani *et al.* (2000) hanno sottolineato come la scala operativa per l'elaborazione di strategie di rete ecologica che meglio si adatta ai processi di dispersione di molte specie di vertebrati debba essere quella di paesaggio che rien-

² Riguardo alle ipotesi di connessione a scala continentale si vedano il *Meso-American Biological Corridor* ed il *Paseo-Pantera*, il *Choco-Andean Corridor*, la *Yellowstone to Yukon Conservation Initiative (Y2Y)* (Hamilton, 2000; Kaiser, 2001). Sul *Wildland Project*, si veda Soulé e Terborgh (1999). Di un certo interesse appare anche il Progetto internazionale *Global 200 Ecoregions* (WWF, 2000) che sviluppa una metodologia fortemente improntata all'uso di tecniche recenti (es. analisi Gap; cfr. par. 3.5).

tra, tra l'altro, nel *range* delle scale utilizzate dalla pianificazione territoriale (cfr. ad esempio, la scala di pianificazione delle Province).

Va comunque ricordato come gli effetti della frammentazione su determinate specie, comunità, livelli ecologici o processi avvengano su scale spaziali e temporali spesso differenti rispetto alla scala di percezione umana, o di quella scelta per le strategie di pianificazione (Debinski e Holt, 2000). In tal modo gli effetti di questo processo possono essere valutati in modo errato.

Un esempio può essere quello relativo alla analisi della frammentazione forestale a scala provinciale/regionale (ad esempio: 1:100.000), quest'ultima frequentemente utilizzata nella pianificazione effettuata da enti territoriali. Benché, a tale livello di definizione, possano essere individuati *pattern* specifici di frammentazione, la scala utilizzata non consente la definizione del grado di frammentazione ad una grana più sottile, come quella derivante dalla urbanizzazione residenziale in aree forestali, che può, quindi, passare inosservata mentre costituisce un rilevante fattore di disturbo su molte specie (si vedano per esempio, gli studi condotti da Kluza *et al.*, 2000, riguardo alle variazioni in abbondanza di specie sensibili in foreste del Nord America sottoposte a questo tipo di frammentazione detta anche "perforazione"; cfr. par. 1.1)(Fig. 39).³

Contesti

La frammentazione è la conseguenza di un'ampia ed eterogenea gamma di attività antropiche le quali, a loro volta, risentono sia di fattori legati alla sfera umana (storici, culturali, sociali, economici, ecc.) sia delle complesse ed eterogenee condizioni locali, caratteristiche dei diversi contesti territoriali (definiti anche fattori *landscape*-specifici da Davies *et al.*, 2001). Appare, così, impossibile definire un unico modello generale di riferimento cui rifarsi per attuare strategie di pianificazione, proprio perché esso dovrebbe considerare gli specifici fattori peculiari locali. Questa carenza di modelli generali cui rifarsi è stata recentemente definita in Biologia della Conservazione con il concetto di "*it depends dilemma*" (Soulé e Orians, 2001).

³ Vedi anche quanto riferito da Farina (2001) riguardo alla relatività del concetto di omogeneità/eterogeneità su scale differenti.



Figura 39. Paesaggio agricolo (Recanati, Macerata). L'aumento di superficie urbanizzata in aree agricole provoca una "perforazione" (cfr. Farina, 2001) "a grana sottile" della matrice agricola con un conseguente incremento del numero, lunghezza e superficie delle infrastrutture stradali e di altro tipo. Tale tipo di frammentazione, analogamente a quanto avviene in aree forestali, non viene riportata su carte a scala provinciale/regionale (es. 1:100.000) sottostimando il grado di frammentazione di un'area (Foto: V. Benvenuti).

Margules e Usher (1981), a proposito della individuazione e selezione oggettiva di aree protette (cfr. par. 2.1), osservano come non esistano regole generalmente applicabili a ogni situazione e come ogni contesto geografico richieda, quindi, un'analisi indipendente. E' allora evidente come, nella pianificazione condotta con criteri ecologici, non sia solo necessario approfondire le conoscenze inerenti gli aspetti biologici ed ecologici generali delle singole specie e delle comunità, ma anche relativizzare il tutto ai diversi contesti territoriali in cui, di volta in volta, si agisce.

Soulé e Orians (2001) hanno fatto notare come l'applicazione acritica in aree differenti delle conoscenze ecologiche generali legate a determinate specie possa portare ad errori strategici. Se, ad esempio, si individuano corridoi specie-specifici in aree che mostrano una elevata idoneità ecologica senza che venga compiuta una attenta valutazione inerente l'entità degli eventuali disturbi locali di origine antropica si può andare incontro al fallimento delle strategie.

Per questi motivi Geneletti e Pistocchi (2001) hanno sottolineato, nell'ambito di un caso studio, come ogni strategia di rete ecologica dovrebbe essere quindi consi-

derata un esperimento originale dal quale l'ecologia e le scienze del territorio possono ricavare, di volta in volta, nuove conoscenze.

Obiettivi e livelli ecologici

Nella Biologia della Conservazione, ogni strategia deve definire *a priori* gli obiettivi di riferimento (i *target*, che possono essere singole specie, gruppi ecologicamente affini, comunità, ecosistemi o processi). Tutto ciò può essere esteso anche alla pianificazione di rete ecologica.

Fra gli obiettivi di riferimento rientrano quelli individuati a livello di popolazione/specie, qualora il fine ultimo della pianificazione di rete ecologica sia quello di mantenere la vitalità di popolazioni di specie sensibili in paesaggi frammentati (si vedano le *target species* in Soulé, 1991). A questo livello dovrebbe, ad esempio, essere prevista una analisi dei relativi *pattern* di abbondanza e distribuzione delle specie selezionate nell'area di studio come base per l'elaborazione di strategie (cfr. par. 3.4).

Tuttavia è anche possibile individuare obiettivi a livelli ecologici superiori. Ad esempio, a livello di comunità si possono indirizzare le strategie utilizzando le indicazioni fornite dai diversi parametri che ne descrivono la struttura (come la Ricchezza specifica, gli indici di Diversità, l'Equipartizione, ecc.). La quantificazione di questi parametri, sia all'interno dei frammenti che in aree potenzialmente connettive e il rapporto fra essi (ad esempio, attraverso diagrammi Diversità/Equipartizione; L. Contoli, *in verbis*) può essere utile per verificare la sensibilità di queste biocenosi nei confronti di determinati parametri dimensionali, spaziali e qualitativi dei diversi elementi di paesaggio. Anche in questo caso sarà possibile riportare i dati in modo spazialmente esplicito così da evidenziare eventuali *pattern* di distribuzione.⁴

⁴ Sotto questo aspetto risulta di rilevante interesse applicativo l'indice di sensibilità cenotica (I_s) proposto da Scalercio (2001) per le comunità di Lepidotteri Ropaloceri in Calabria:

$$I_s = (H'/V_m) - 2E,$$

ove H' è l'indice di Shannon, V_m ed E , rispettivamente, la vagilità media e l'euritopia media delle specie. Questo indice ha permesso di suddividere le comunità in 3 (4) categorie (da "non sensibile" a "[molto] sensibile") che sono state poi esplicitate spazialmente ottenendo una "Carta della sensibilità delle comunità di Lepidotteri Ropaloceri agli interventi antropici".

3.3 Il livello strutturale-territoriale

Un primo livello di indagine per attuare una pianificazione di rete ecologica dovrebbe prevedere una analisi della struttura e della configurazione spaziale del mosaico paesistico con l'individuazione delle differenti tipologie ecosistemiche presenti e degli elementi lineari (ad esempio, infrastrutture stradali, elettriche, ecc.) e diffusi (come le aree agricole e urbane) di origine antropica. Ciò potrà consentire l'individuazione, a scale differenti, dei frammenti residui di ambiente naturale che potranno essere distinti e categorizzati secondo la loro tipologia, area, forma, qualità, grado di isolamento, articolazione spaziale e relazione funzionale con la matrice.¹ Anche la matrice antropica trasformata potrà essere caratterizzata in base alla sua tipologia e origine, al grado di antropizzazione e ad altre variabili ecologiche e spaziali (Forman e Godron, 1986; cfr. anche parte I). Tutto ciò sarà utile per una definizione strutturale dell'area di studio, propedeutica per l'impostazione delle fasi successive del lavoro.

A tale scopo le cartografie tematiche, le aerofoto, le immagini da satellite e i Sistemi Informativi Geografici (GIS) costituiscono strumenti di grande utilità. In particolare, la stratificazione dei dati di uso del suolo e vegetazionali con quelli relativi al sistema antropico potrà consentire una prima valutazione del tipo e dal grado di frammentazione nell'area di studio e di alcuni parametri relativi (Farina, 2001).²

I dati spaziali, opportunamente trattati con programmi di calcolo specifici, potranno consentire l'individuazione di contiguità e discontinuità fra elementi del paesaggio. Tuttavia, in questa fase non sarà possibile ottenere informazioni, se non indirette, riguardo al ruolo funzionalmente connettivo di questi elementi per determinate specie.³

Alcuni esempi di analisi strutturale del territorio sono stati effettuati in Italia a scale differenti (si veda ad esempio, Romano, 1997; Bulgarini, 1999). La Carta del-

¹ Riguardo alla selezione delle differenti tipologie ecosistemiche sensibili, è necessario non prestare attenzione solo a categorie di uso/copertura del suolo relative ad associazioni vegetali climatiche e ad alto grado di naturalità. Tipologie a diverso stadio successionale (o sottoposte a disturbi periodici differenziali) possono essere utilizzate in periodi differenti da diverse specie sensibili e dovrebbero anch'esse essere selezionate come ecosistemi *target* (Reggiani *et al.*, 2001).

² Fra questi, per quel che riguarda l'antropizzazione, si possono elencare: la dimensione e dislocazione delle aree urbanizzate o di prevista urbanizzazione, le tipologie d'uso delle aree, la densità di edificazione, la densità e le tipologie delle infrastrutture (Romano, 2001).

³ E' anche vero, come giustamente sottolinea Romano (2001), che, in assenza di dati ecologici o nell'impossibilità di ottenerli in tempi brevi, è comunque possibile definire alcuni principi precauzionali che preservino comunque condizioni di contiguità, considerando quest'ultima come una componente necessaria a garantire anche una connettività per determinate specie sensibili.

la Natura (cfr. L. 394/91), almeno per la parte relativa alla descrizione del tessuto territoriale, può essere considerata una analisi strutturale (Rossi e Zocchi, 1997; Rossi e Zurlini, 1998). La Carta della Continuità ambientale (Romano, 2001) costituisce un altro esempio di analisi di questo tipo, utile per un inquadramento a scala nazionale⁴. Numerosi altri esempi sono reperibili a scala regionale e locale (si veda, ad esempio, il sistema di reti ecologiche nel Salento ove sono stati individuati ecosistemi sensibili *target*; Marchiori *et al.*, 1999 e anche Laforteza e Martimucci, 2000).⁵

⁴ Tale Carta è stata ottenuta dalla lettura del *Corine Land Cover* (livello 3), eliminando aree urbanizzate e con forme insediative intensive. In essa il territorio nazionale è stato suddiviso in grandi unità di continuità ambientale separate da importanti interruzioni infrastrutturali e insediative.

⁵ Si vedano, inoltre, i numerosi contributi inseriti negli Atti relativi al ciclo di Convegni promossi dall'AN-PA nell'ambito del Progetto nazionale "Monitoraggio delle reti ecologiche" (coordinamento: M. Guccione) a Roma (1997), Milano, L'Aquila, Bari, Torino, Catania (1999). Vedi sito web: www.ecoreti.it.

3.4 Il livello dinamico-funzionale

Secondo l'Unione Internazionale Conservazione della Natura, e come più volte ricordato (cfr. par. 3.1), una rete ecologica deve assolvere a quelle funzioni prioritarie che riguardano la conservazione di specie, di comunità e di ecosistemi naturali, attraverso il mantenimento dei processi di dispersione, dello scambio genetico fra le popolazioni e, quindi, della loro vitalità (Reggiani *et al.*, 2000).

Il precedente livello strutturale appare di grande utilità per perseguire tali obiettivi. Esso può fornire alcune indicazioni indirette riguardo alle caratteristiche funzionali di un mosaico di paesaggio: è noto, infatti, come la configurazione spaziale e le caratteristiche quali-quantitative dei frammenti residui di habitat e della matrice trasformata possano influenzare in modo considerevole i flussi di energia e materia e le dinamiche biologiche (Kareiva e Wennergren, 1995; Gimona, 1999; MacMahon e Holl, 2001).¹

L'individuazione e l'analisi cartografico-strutturale del paesaggio, seppur utile in una fase iniziale, non può, tuttavia, essere definitiva ai fini dell'individuazione di reti ecologiche specie-specifiche o multi-specie. Tale definizione strutturale può infatti non coincidere con l'effettiva funzionalità connettiva di questi elementi paesistici per determinate specie (Gimona, 1999). Ad esempio alcune fra queste possono mostrare difficoltà a disperdersi lungo aree che appaiono contigue ad una analisi strutturale ed alla nostra percezione ma che, per dimensioni, forma, qualità ambientale o disturbi legati all'effetto margine, non risultano funzionalmente connettive per alcune fra le specie più sensibili (Wilcove *et al.*, 1986).

Quanto sopra è stato recentemente ribadito da Boitani (2000), che ha sottolineato come la continuità fisica tra aree naturali, attraverso corridoi biologici a scala di paesaggio, possa non essere garanzia di una funzionalità ecologica complessiva del sistema per determinate specie e comunità. Romano (2001) ha evidenziato inoltre come, proprio per questo motivo, possa non risultare soddisfacente la definizione di "oggetti territoriali" solamente sulla base delle informazioni provenienti dalle cartografie di uso e copertura del suolo. In definitiva, quindi, ogni ipotesi strategica sul territorio non può prescindere dallo studio dell'ecologia delle singole specie o

¹ A tal proposito l'ecologia del paesaggio, fondendo l'approccio spaziale-geografico con quello funzionale-ecologico, può fornire alcuni strumenti utili a valutare i rapporti tra struttura (causa) e funzione (effetto) dei vari elementi territoriali (Forman, 1995; Farina, 2001).

di comunità campione e degli aspetti funzionali, oltre che strutturali, del paesaggio (Farina, 2001).

Modelli

Sono stati recentemente proposti alcuni modelli predittivi che tengono conto del ruolo ecologico e funzionale dei differenti elementi del paesaggio per singole specie animali sensibili. Alcuni fra questi modelli sono in grado di stimare la probabilità che un individuo in dispersione possa raggiungere un sito, in funzione delle sue caratteristiche eco-etologiche e della presenza, tipologia, dimensione delle barriere esistenti e dei corridoi idonei alla dispersione (Kareiva e Wennergren, 1995). Tali modelli possono tenere conto, inoltre, delle richieste minime per determinate specie riguardo ai fattori area e isolamento (Butowsky *et al.*, 1998).

Attraverso l'uso di questi modelli è possibile valutare, in linea teorica e potenziale, le relazioni tra la tipologia e la configurazione spaziale degli elementi del paesaggio e la effettiva presenza, distribuzione e abbondanza di specie e comunità, valutando, altresì, il ruolo funzionale dei differenti elementi paesistici come habitat o aree connettive (Corsi *et al.* cit. in Reggiani *et al.*, 2001). Alcuni modelli descrivono il paesaggio in termini di frammenti potenzialmente occupati e non occupati da una determinata specie permettendo, così, di ottenere un quadro spazialmente esplicito dei *pattern* di distribuzione delle popolazioni (Kareiva e Wennergren, 1995).²

Tuttavia, nei modelli spaziali oggi largamente utilizzati, che simulano il pro-

² Esistono modelli che consentono di individuare oggettivamente dei corridoi sulla base della resistenza minima alla dispersione della fauna, della distanza massima percorribile e della presenza di barriere al movimento. La capacità degli organismi di spostarsi attraverso una matrice di paesaggio è influenzata dalle distanze reciproche tra le unità stesse, nonché dalla permeabilità della matrice. In alcuni studi è stato definito *a priori* un valore generale aspecifico di 5 km come distanza massima di spostamento (Geneletti e Pistocchi, 2001). Esistono evidenze sperimentali, riguardanti questo valore, almeno per alcune specie: Moore (cit. in Margules *et al.*, 1982) trovò che distanze dell'ordine di 5 km potevano impedire la ricolonizzazione di alcune specie di vertebrati tra frammenti di brughiera in Gran Bretagna. Si tratta comunque di una estrema generalizzazione.

Tra i modelli spazialmente espliciti, il *Larch* è un sistema in grado di supportare decisioni per la valutazione delle reti ecologiche. Attraverso l'analisi delle richieste specie-specifiche in termini di categorie di uso/copertura del suolo e delle caratteristiche di dispersione, esso permette di identificare quali porzioni di paesaggio sono frammenti di habitat di una stessa rete e possono ospitare una metapopolazione (Butowsky *et al.*, 1998; Foppen *et al.*, 1999).

cesso di dispersione in funzione delle caratteristiche intrinseche ed estrinseche di determinate specie e paesaggi, si assume che le direzioni di spostamento degli individui siano casuali e che essi una volta incontrato un habitat favorevole, vi si insedino. Questa assunzione di casualità del processo di dispersione è, in realtà, una semplificazione. Tale processo può essere infatti considerato, in molti casi reali, altamente deterministico più che casuale. Per esempio, in una metapopolazione spazialmente strutturata in un mosaico di paesaggio, ove sono presenti frammenti di habitat sia occupati sia non occupati da una determinata specie, la colonizzazione dei frammenti non occupati da parte di individui in dispersione può avvenire solo se questi, oltre che idonei ecologicamente, vengono intercettati lungo il percorso. Tutto ciò, valido in linea generale per le specie a dispersione attiva, può essere la conseguenza di una scelta non casuale. Ad esempio, gli individui di alcune specie possono con maggiore probabilità dirigersi e colonizzare frammenti di habitat se ne conoscono l'esistenza (come nel caso della navigazione "a vista" degli uccelli). La direzione di dispersione può essere, così, la conseguenza di una acquisizione di informazioni provenienti da frammenti già occupati o visitati in precedenza e gli individui possono dirigersi verso questi ultimi piuttosto che verso altre aree idonee (Smith, 1989).

Più complesso, infine, è il caso relativo ad organismi sociali per i quali devono verificarsi una serie di condizioni complesse non solo collegate all'idoneità di habitat del frammento. In tal caso gli individui possono non insediarsi in alcuni frammenti che, benché idonei, non risultino occupati da individui conspecifici. In quest'ultimo caso i siti non occupati saranno, quindi, colonizzati con successo in misura inferiore e meno frequentemente rispetto ad una ipotesi di casualità del processo di dispersione (Smith, 1989).

Melbourne *et al.* (2004) hanno riportato come, in realtà, molti modelli focalizzano l'attenzione sul processo di dispersione e trascurano, invece, alcuni effetti, di tipo deterministico, che possono risultare determinanti per la vitalità delle (meta)popolazioni. Tra questi, l'effetto margine e, in generale, i cambiamenti fisici e strutturali che avvengono nei frammenti e a scala di paesaggio in seguito alla frammentazione. Tali effetti possono anch'essi influenzare i *pattern* distributivi delle specie e dovrebbero essere considerati nei modelli.

Esistono, quindi, differenze tra i risultati dei modelli ed il "mondo reale", che suggeriscono una certa cautela riguardo ad una loro applicazione acritica: gli individui, infatti, possono non muoversi in maniera casuale nello spazio e le scelte direzionali possono essere influenzate da conoscenze *a priori* del paesaggio, dall'attrazione con individui conspecifici e da altre variabili eco-comportamentali, nonché strutturali a scala di paesaggio, difficilmente modellizzabili. Brooker *et al.* (1999),

a tale scopo, suggeriscono come sia opportuno affiancare ai modelli teorici studi su popolazioni reali in paesaggi reali.³

Individuazione delle specie target

Nella Biologia della Conservazione alcune specie possono svolgere il ruolo di “surrogato” per valutare l’integrità, la diversità e la vulnerabilità degli ecosistemi (Andelman e Fagan, 2000; Soulé e Orians, 2001).

L’uso di determinate specie come indicatori ecologici dipende da una serie di caratteristiche che devono essere definite *a priori*. Tali specie dovrebbero avere una sistematica stabile ed una biologia relativamente nota, essere facilmente campionabili (ed eventualmente monitorabili) oltre che presentare, alla scala di indagine, una distribuzione relativamente ampia, una specializzazione a livello di nicchia ecologica ed una sensibilità a determinati fattori o processi per i quali essa può fungere da indicatore (Pearson, 1995).

Nello specifico settore della pianificazione delle reti ecologiche, può essere opportuno individuare quelle specie (o gruppi di specie caratterizzate ecologicamente) che risultano maggiormente sensibili al processo di frammentazione e più vulnerabili ad eventi che possono condurle alla scomparsa locale. Esse potranno, così, fornire informazioni sintetiche e generali sul processo in esame e svolgere il ruolo di indicatore, indirizzando eventuali azioni specifiche (Butowsky *et al.*, 1998; Gimona, 1999; Bolger *et al.*, 2001).

L’individuazione di indicatori ed il loro monitoraggio per verificarne l’efficacia sono passaggi essenziali in questo settore, proprio per evitare che le ipotesi di pianificazione formulate non restino solo speculative e inutili ai fini del raggiungimento degli obiettivi prefissati (Reggiani *et al.*, 2001).

Un punto di debolezza, legato all’individuazione di indicatori a livello di specie, può essere quello di non permettere l’acquisizione di informazioni sufficienti che siano in grado di fornire soluzioni complessive a scala di paesaggio e di descrivere la complessità dei processi ecologici. Ad esempio, Boitani e Corsi (1999) fanno no-

³ Per fare un esempio di questo tipo, un modello di dispersione spazialmente esplicito è stato utilizzato per testare l’ipotesi che due specie stenoecie e sedentarie di uccelli australiani potessero usare corridoi durante la dispersione, valutando le frequenze di movimento e le distanze coperte e comparandole con i valori reali ottenuti da studi di campo. Tale modello ha consentito di valutare il tasso di mortalità da dispersione rispetto alla distanza percorsa e la connettività degli habitat rispetto a specie dal comportamento simile (Brooker *et al.*, 1999).

tare come, nell'ambito di un'analisi condotta per Carta della Natura, una selezione di specie di vertebrati può non essere rappresentativa dei valori complessivi di biodiversità. Inoltre, è stato fatto notare come approcci a livello di specie possano consumare ingenti risorse che sarebbe più opportuno rivolgere verso obiettivi ecologici più ampi (Lambeck, 1997).

A tal proposito esiste un dibattito nella conservazione riguardante l'obiettivo delle strategie: se esse, cioè, debbano essere attuate indirizzando gli sforzi su singole popolazioni e specie, su livelli superiori di organizzazione ecologica (ad esempio, biocenosi: M. Bologna e L. Contoli, *in verbis*; per un approccio a livello di comunità, si veda Scalercio, 2001; cfr. anche APAT, 2003) o su processi (Dobson *et al.*, 1999). Alcuni Autori ritengono che sia comunque ragionevole combinare gli approcci (vedi quanto riportato nell'interessante contributo di Terzi, 2000).

La realizzazione di reti ecologiche basate sulle indicazioni fornite da alcune specie sensibili rappresenta, quindi, solo uno degli approcci possibili. Esso, malgrado limitazioni evidenti, può tuttavia consentire una semplificazione operativa della complessità dei processi ecologici, supplendo almeno in una prima fase alla impossibilità di considerare la biodiversità *in toto* (Reggiani *et al.*, 2001).

Soulé (1991) ha suggerito la scelta di differenti specie (definite *target*), ciascuna rappresentativa di un gruppo affine ecologicamente e legate ad habitat specifici, oltre che indagabili su scale diverse; il tutto prescindendo da scelte emotive e soggettive (si vedano anche Lindenmayer e Nix, 1993; Gimona, 1999; Soulé e Orians, 2001; per l'Italia, si veda Massa *et al.*, 2000; Reggiani *et al.*, 2000).¹

Criteri di scelta

La scelta delle specie *target* può basarsi su due criteri principali: conservazionistico e di sensibilità ecologica al processo di frammentazione. Altri criteri (ad esempio biogeografico, di interesse gestionale, ecc.) possono essere ulteriormente presi in considerazione.

Come evidenziato da Dobson *et al.* (1999) le specie candidate a svolgere una funzione di *target* per attuare strategie di incremento della connettività sono quelle con

¹ Fermi restando gli aspetti ecologico-conservazionistici, non sono tuttavia da escludere approcci "emotivi" nella scelta dei *target*, ove si tratti di specie in grado di favorire un aumento della "biofilia" da parte della popolazione locale, principale fattore di pressione (S. Malcevschi, *in verbis*).

problematiche di vitalità a lungo termine nelle aree *core*. Quando si lavora a scala di paesaggio o regionale, le specie ottimali possono essere, ad esempio, quelle che necessitano del mantenimento di vaste aree per compiere il processo dispersivo o presenti con basse densità (tra queste, i grandi carnivori e le specie di ambienti maturi e delle ultime fasi delle successioni, qualora fossero ancora presenti nell'area di studio).

L'uso del criterio di rarità delle specie (secondo i diversi significati assegnati a questo termine relativamente alla abbondanza numerica, alla distribuzione geografica e alla specializzazione ecologica) viene di norma utilizzato in campo conservazionistico (Mussner e Plachter, 2002). Dalle liste rosse e dagli atlanti biologici a scala differente, è possibile individuare specie e popolazioni a diverso grado di minaccia o che presentano disgiunzioni di areale e relittualità (si veda, ad esempio, Malcevski, 1999). Gli interventi di conservazione proposti per molte fra le specie minacciate prevedono, nella gran parte dei casi, proprio la risoluzione delle problematiche di isolamento conseguente alla frammentazione, ristabilendo, ad esempio, una connettività tra popolazioni (si veda Bulgarini *et al.*, 1998).

Criterio di sensibilità ecologica al processo di frammentazione

In relazione alle esigenze ecologiche e alla ampiezza di nicchia potranno anche essere selezionate specie che, benché relativamente diffuse e abbondanti alla scala di indagine (quindi non rientranti nelle liste rosse, come nel criterio precedente), possono mostrare una vulnerabilità intrinseca alla frammentazione ambientale.

La scelta di specie non appartenenti a specifiche categorie di minaccia può essere necessaria in contesti altamente antropizzati (ad esempio, pianura padana, aree costiere, sistemi urbani e suburbani; si vedano Massa *et al.*, 1998; Battisti, 2002). In tali contesti è, infatti, altamente improbabile, o semmai occasionale, la presenza di specie minacciate a scala regionale/nazionale che possono svolgere il ruolo di indicatori del processo e, quindi, può risultare difficile, se non impossibile, definirne i *pattern* di distribuzione ed abbondanza sui quali lavorare per individuare ipotesi di pianificazione.

Alcune specie, ancora relativamente diffuse, possono essere quindi selezionate al pari di quelle minacciate perché possono rivelarsi intrinsecamente sensibili al processo di frammentazione e svolgere un ruolo chiave nella funzionalità dei sistemi ecologici (ad esempio, le specie mutualistiche, gli insetti impollinatori, alcuni piciformi e passeriformi specialisti, ecc.; cfr. Soulé, 1986; si vedano anche Massa, 2001; Massa *et al.*, 2001). Inoltre, queste specie possono agire da "ombrello" per un largo seguito di specie presenti nella stessa area di studio (Soulé, 1986; Laurance e Yensen, 1991; Gimona, 1999). Tali specie, proprio perché stenoecie e sensibili ai fattori e processi

suddetti, sono generalmente poco abbondanti in ambienti antropizzati e nei frammenti residui di habitat ove esse possono essere scomparse localmente (Soulé, 1991; per gli uccelli si veda Bolger *et al.*, 2001). In tal senso le specie *target*, così selezionate, possono essere assimilate a specie focali che mostrano una sensibilità a quei fattori (area, isolamento, qualità ambientale) individuati come le componenti del processo di frammentazione (Lambeck, 1997; si veda Massa e Ingegnoli, 1999).²

La selezione di queste specie con i criteri sopra indicati andrebbe attuata sulla base della letteratura scientifica e dalla check-list locale prevedendo, in assenza di dati bibliografici, studi di campo specifici (si veda Massa, 2000).

I dati contenuti negli Atlanti faunistici e floristici (nonché, qualora disponibili, lavori biogeografici e di auto- e sinecologia), possono fornire utili informazioni riguardanti, ad esempio, la presenza e la localizzazione di popolazioni isolate di specie sensibili o il grado di frammentazione degli areali³ (Fig. 40, 41).

La selezione di specie *target* suddivise per determinate tipologie ecosistemiche, oltre che l'individuazione dei relativi *pattern* di distribuzione, abbondanza e disper-

² Se la presenza e la disposizione delle barriere alla dispersione (infrastrutture, uso/copertura del suolo non idonei) e l'intero mosaico paesistico sono tali da permettere la vitalità di quelle popolazioni che mostrano la più bassa tolleranza a discontinuità di origine antropica (specie *dispersal-limited*), è molto probabile che saranno coperte le necessità di un largo seguito di specie che mostrano più alti livelli di tolleranza alle barriere: in tal caso le specie meno tolleranti potranno ricoprire un ruolo focale (Lambeck, 1997; Brooker *et al.*, 1999). Massa (2000) ha tentato, per un contesto altamente antropizzato come la pianura lombarda, una selezione di specie sensibili in funzione della scala di riferimento scelta (da continentale a locale; cfr. "scale di analisi" in par. 3.2): i grandi carnivori possono essere scelti come specie *target*/focali a scala regionale; alcuni rapaci diurni (es., Poiana, *Buteo buteo*), piciformi (Picchio verde, *Picus viridis* e Picchio rosso maggiore, *Picoides major*), passeriformi (Ghiandaia, *Garrulus glandarius*, Cincia bigia, *Parus palustris* e Picchio muratore, *Sitta europaea*) e mustelidi (Tasso, *Meles meles* e Faina, *Martes foina*) a scala subregionale; infine, rettili (es., Ramarro occidentale, *Lacerta bilineata*), piccoli passeriformi (Cinciarella, *Parus caeruleus* e Codibugnolo, *Aegithalos caudatus*), micromammiferi (Moscardino, *Muscardinus avellanarius*) a scala locale. Nell'ambito del Progetto PLANECO (Aa. Vv., 2003) sono state individuate alcune specie sulla base della loro distribuzione localizzata nell'area di studio (corrispondente con una parte dell'Appennino centrale). Escludendo le specie sinantropiche localizzate gli Autori hanno individuato una serie di specie (cfr. pag. 67 e segg. in Aa. Vv., 2003) fra cui, tra i mammiferi, lo Scoiattolo (*Sciurus vulgaris*), il Quercino (*Eliomys quercinus*), il Ghiro (*Glis glis*), il Moscardino (*Muscardinus avellanarius*), l'Arvicola delle nevi (*Chionomys nivalis*), la Lepre italiana (*Lepus corsicanus*), l'Orso marsicano (*Ursus arctos marsicanus*), il Lupo (*Canis lupus*), il Gatto selvatico (*Felis silvestris*), la Lince (*Lynx lynx*), la Martora (*Martes martes*), la Lontra (*Lutra lutra*), il Camoscio appenninico (*Rupicapra pyrenaica ornata*). Tra gli uccelli, le specie sono state suddivise in sfavorite o favorite dalla frammentazione (limitatamente agli ambienti forestali: pag. 77 e segg. in Aa. Vv., 2003). Tra quelle sfavorite risultano: l'Astore (*Accipiter gentilis*), lo Sparviere (*A. nisus*), quasi tutti i piciformi, il Colombaccio (*Columba palumbus*), la Tordela (*Turdus viscivorus*), il Lui verde (*Phylloscopus trochilus*), il Fiorrancino (*Regulus ignicapillus*), la Balia dal collare (*Ficedula albicollis*), la Cincia bigia (*Parus palustris*), la Cincia mora (*Parus ater*), il Picchio muratore (*Sitta europaea*), il Rampichino (*Certhia brachydactyla*), la Ghiandaia (*Garrulus glandarius*), il Fringuello (*Fringilla coelebs*), il Crociere (*Loxia curvirostra*). Analogo discorso viene fatto per l'erpetofauna (individuazione di specie rare e/o legate a particolari ambienti).

sione, potrà consentire in un'ottica di pianificazione la definizione delle aree di rete ecologica funzionale e specie-specifica (*core areas, buffer zones, corridors, stepping stones, restoration areas*; *sensu* IUCN, vedi Reggiani *et al.*, 2000).

Un interessante recente filone di ricerca è quindi indirizzato alla valutazione del ruolo di indicatore nelle strategie di pianificazione, rivestito da alcune specie sensibili al processo di frammentazione (cfr. par. 1.10). A titolo di esempio, in Svizzera e a scala nazionale, è stata prodotta una tabella di base empirica per valutare il ruolo di "bioindicatori per analisi di rete ecologica" di alcuni gruppi faunistici in funzione degli elementi del paesaggio (Righetti, 2001). Analoghi lavori sono stati condotti in Olanda dall'Institute for Forestry and Nature Research (IBN-DLO, 1996; per l'Italia, vedi Massa *et al.*, 2000).

E' anche possibile individuare, fra i *target*, quelle specie che, viceversa, risultano favorite dalla frammentazione e, in generale, dall'antropizzazione. Fra queste rientrano le specie antropofile e generaliste con problematiche di tipo demografico, quelle introdotte volontariamente o involontariamente, per le quali è prioritario il controllo (se non l'eradicazione), anziché il mantenimento del processo di dispersione (si veda, ad esempio, Amori e Lapini, 1997) e infine, quelle legate alla gestione venatoria (Bolger *et al.*, 2001).

Cartografie di idoneità potenziale

Se si pongono in relazione la distribuzione spaziale di determinate categorie di uso/copertura del suolo con il grado di idoneità di queste ultime per determinate specie, si ottengono delle carte di potenzialità relative alla presenza di singole specie o gruppi che possono risultare di grande interesse teorico e applicativo (per la

³ Può essere utile confrontare il grado di frammentazione dell'areale di distribuzione di una specie, desumibile da Atlanti, con la frammentazione del proprio habitat inteso qui, in modo semplificato, come la gamma di tipologie di uso/copertura del suolo idonee alla specie e desumibile da cartografie tematiche. Gran parte delle specie, benché strettamente legate a determinate tipologie di uso/copertura del suolo possono mostrare *pattern* distributivi non coincidenti con questi ultimi: popolazioni di una determinata specie possono essere, infatti, presenti dove l'habitat non è ottimale (ad esempio, popolazioni *sink*); viceversa possono essere assenti ove l'habitat risulta idoneo (ad esempio, a causa di scomparsa locale).

Tra le finalità degli Atlanti florofaunistici, oltre che aumentare le conoscenze di base sulla presenza e distribuzione di determinate specie o gruppi nell'area di studio, rientrano quelle di: analizzare i fattori ed i processi responsabili dei *pattern* di distribuzione (biogeografici, ecologici, antropici) che possono rivelarsi differenti a scale diverse; valutare la sensibilità di determinate specie a fattori di minaccia; individuare il grado di isolamento delle popolazioni; correlare la presenza/distribuzione di specie (o gruppi di specie) e gli *hot spot* di ricchezza/diversità a determinate scale; infine, quelle di ipotizzare strategie di pianificazione territoriale e di conservazione sulla base di dati oggettivi relativi a determinate specie. Il confronto fra Atlanti relativi alla stessa area ripetuti in periodi differenti può rilevare, infine, eventuali dinamiche di areale.

fauna, vedi Massa, 2001; Boitani *et al.*, 2002; Boitani *et al.*, 2003 e gli studi inerenti la Rete Ecologica Nazionale dei vertebrati)⁴ (Fig. 42).

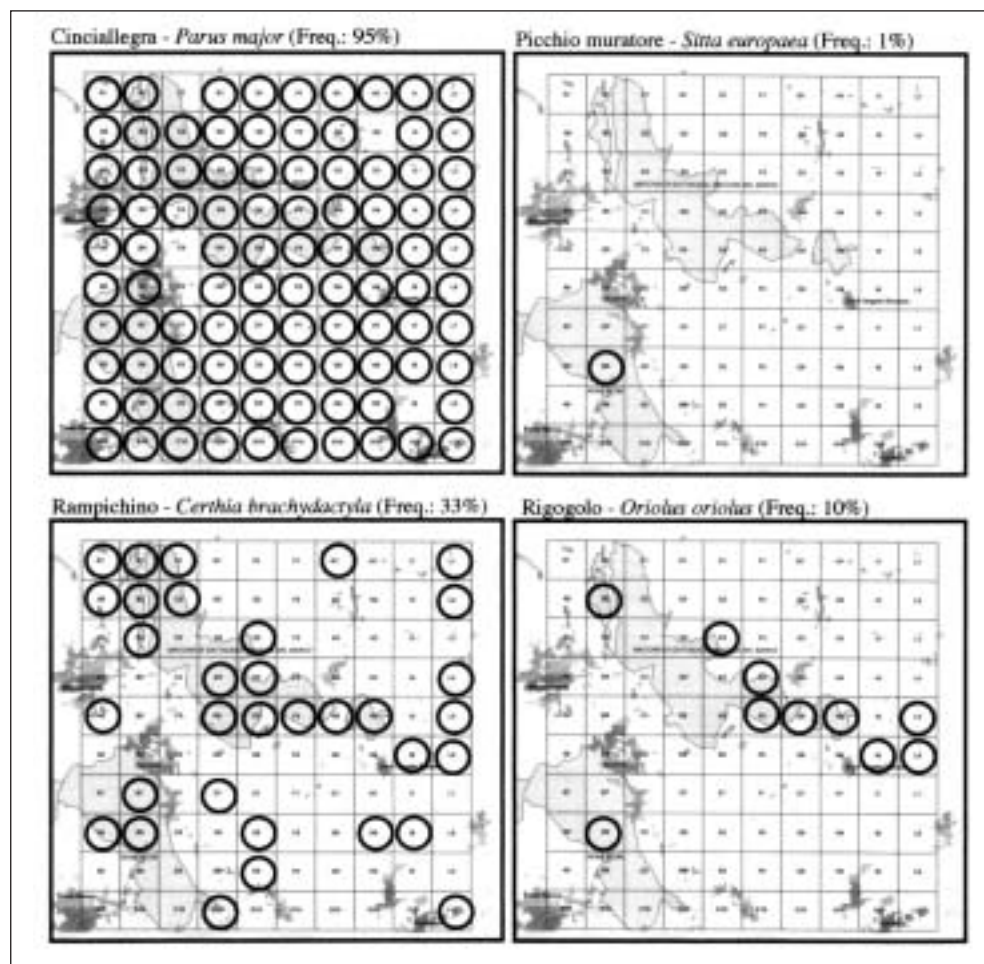


Figura 40. Atlante a scala locale (area cornicolana; settore a nord-ovest di Roma; griglia 1x1Km). Esempio relativo alla distribuzione di alcune specie di uccelli nidificanti (Taffon, 2004). Accanto al nome specifico è indicata la frequenza percentuale relativa alle unità di rilevamento occupate (N=100).

⁴ Nella banca dati della Rete Ecologica Nazionale (Boitani *et al.*, 2002; Boitani *et al.*, 2003) sono disponibili le rappresentazioni cartografiche dei subareali più recenti dei vertebrati italiani terrestri in forma vettoriale su GIS corredate dalle definizioni delle categorie di uso del suolo *Corine* idonee alle singole specie e da altri dati relativi ad aspetti ecologici e biologici delle specie (si veda anche l'*Habitat Suitability Index*; Verner *et al.* cit. in Franco, 2003). L'uso di questi dati può essere di ausilio alla individuazione di specie sensibili, specialmente se confrontati con i *pattern* di distribuzione effettiva, ottenuti da dati di campo originali. Tali dati possono, inoltre, consentire la valutazione del grado di efficacia delle aree protette rispetto agli obiettivi di conservazione (Analisi Gap; Scott e Jennings, 1997).

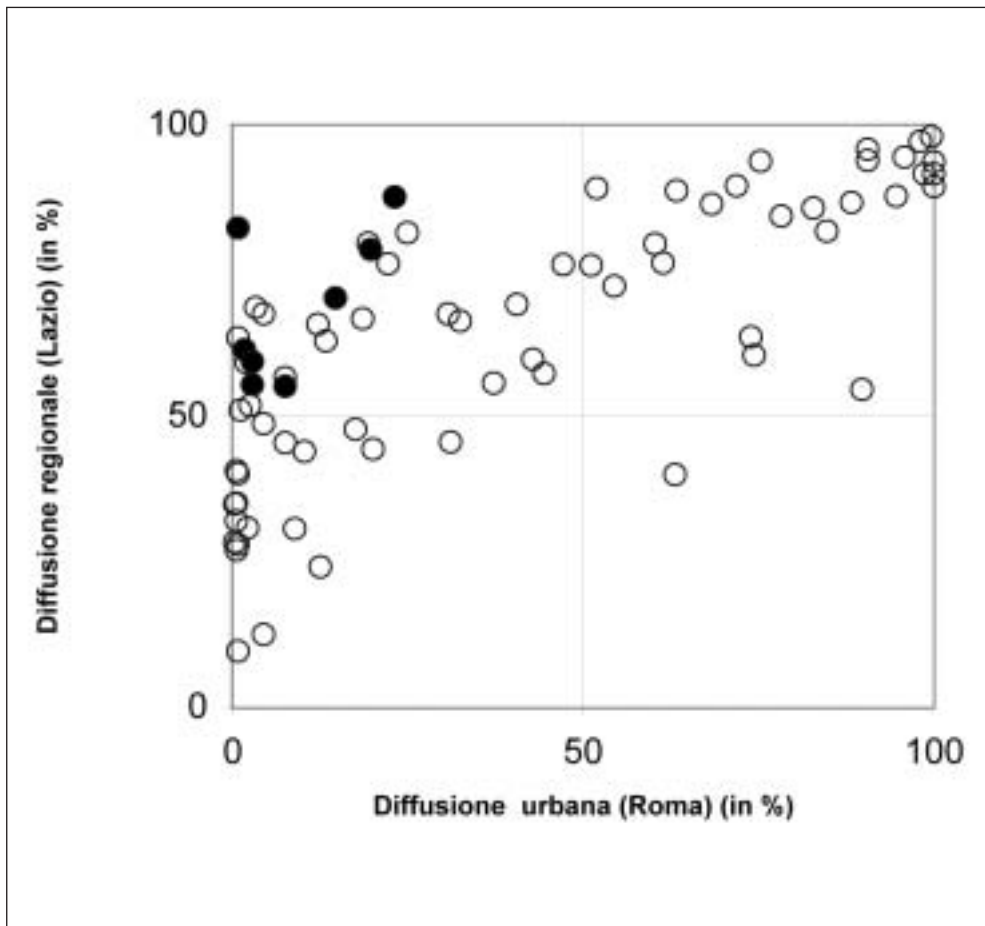


Figura 41. Diagramma distribuzione degli uccelli nidificanti a scala urbana (Roma) vs. distribuzione a scala regionale (espresso come copertura % sul totale delle unità di rilevamento). Benché sia evidente una forte correlazione si noti (in alto a sinistra del diagramma) come molte specie relativamente diffuse alla scala regionale siano localizzate nella città di Roma. Le specie indicate con cerchio nero sono quelle per le quali è nota una marcata sensibilità ad alcune componenti della frammentazione (cfr. Battisti et al., 2002; Fonte dati: Cignini e Zapparoli, 1997; Boano et al., 1995).

La definizione degli areali e sottoareali di distribuzione potenziale appare, sempre, più un importante strumento ad uso della pianificazione e della conservazione. Un'interessante analisi è stata condotta nell'ambito del Progetto Life per la conservazione dell'Orso bruno (*Ursus arctos*) nell'Appennino centrale (Posillico *et al.*, 2002). Tale analisi ha permesso di cartografare le aree a differente probabilità di presenza di questa specie consentendo, inoltre, una quantificazione delle superfici presenti internamente o esternamente al sistema di aree protette esistenti e permettendo, in tal modo, l'elaborazione di strategie mirate (per fare un esempio, il 67 %

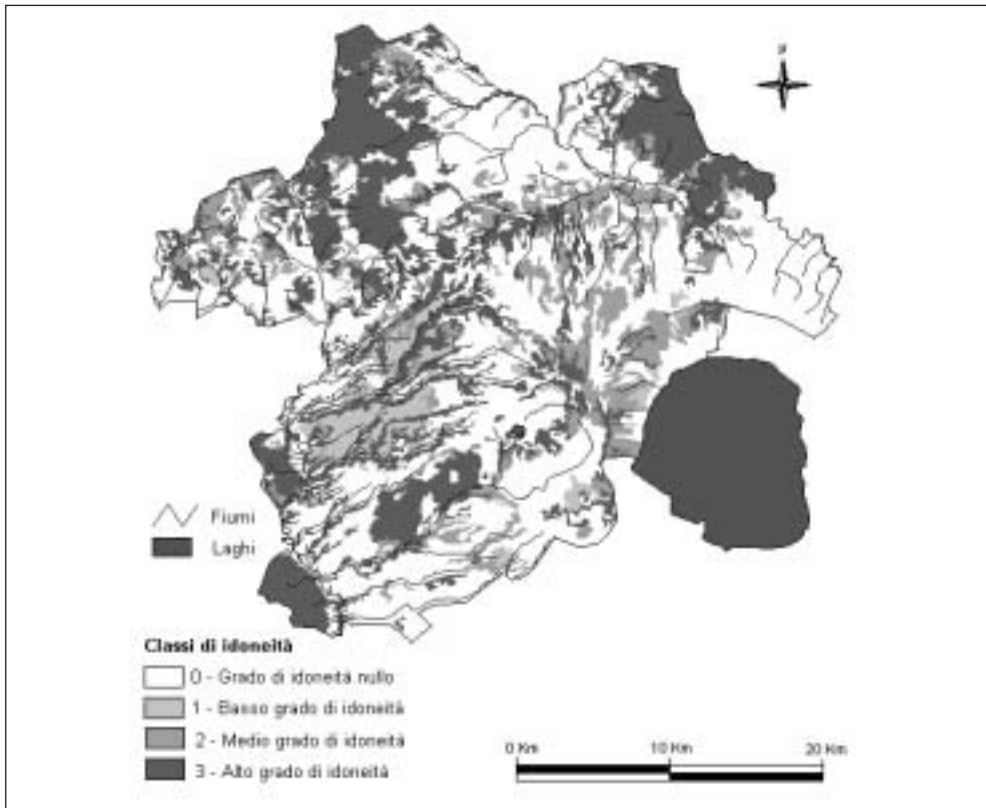


Figura 42. Pattern di distribuzione potenziale del Moscardino (*Muscardinus avellanarius*) secondo classi di idoneità ecologica in un settore territoriale compreso fra alto Lazio, Umbria e Toscana (Santini, 2003; Santini et al., 2003). L'area scura in basso a destra corrisponde al lago di Bolsena.

delle aree con probabilità di presenza > 0.5 per questa specie è risultata esterna al sistema delle aree protette).⁵ Altri esempi di cartografie di idoneità ambientale in Italia sono disponibili per il Lupo (*Canis lupus*) e l'Orso bruno (*Ursus arctos*) nel-

⁵ Posillico *et al.* (2002) elencano, inoltre, i seguenti punti necessari alla conservazione di questa specie tenendo conto delle cartografie di distribuzione potenziale e reale della specie e della identificazione delle "aree di connessione" tra settori di territorio idonei alla specie:

- classificare le aree di presenza reale e potenziale delle specie indicando anche il tipo di funzione (riproduttivo, trofico, di dispersione, ecc.) che le diverse aree hanno o potrebbero assolvere per la specie;
- identificare e tutelare le potenzialità di spostamento all'interno e tra le aree a diverso grado di idoneità verificando la funzionalità di queste ultime come "corridoio";
- valutare l'impatto di strutture di origine artificiale e la loro funzione di barriera e/o disturbo predisponendo adeguate misure di mitigazione dei danni (e di rimozione e non realizzazione di eventuali interventi);
- limitare o proibire attività umane dannose per la specie.

l'Appennino centrale (Delfino *et al.*, 2001). In questo lavoro, le cartografie hanno permesso di individuare corridoi potenziali di connessione tra aree a maggior idoneità ambientale. In tali aree sono stati rilevati diversi parametri ambientali, al fine di valutare quali fra queste potessero svolgere effettivamente un ruolo connettivo per le due specie *target* scelte ed eventualmente predisporre eventuali azioni.

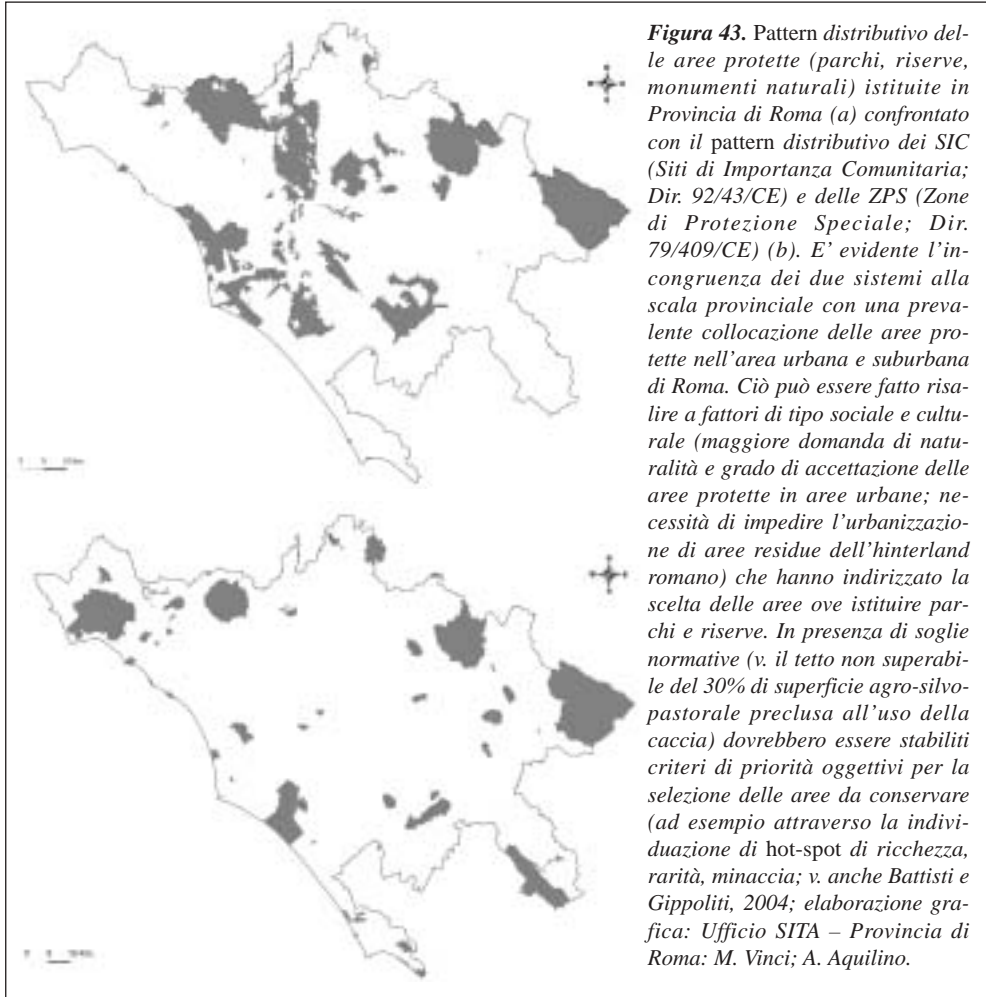
A scala locale, un'interessante analisi funzionale di rete ecologica effettuata sulla base di alcuni parametri territoriali ed ecologici legati alle specie scelte è stata attuata da Santolini *et al.* (2000) (elaborazione di *pattern* distributivi potenziali di specie sensibili quali Moscardino, *Muscardinus avellanarius* e Scoiattolo comune, *Sciurus vulgaris*).

Il confronto fra i dati di distribuzione potenziale e i dati provenienti da studi di campo risulta un settore di grande interesse. A tal proposito, è tuttavia importante, ricordare come il grado di attendibilità dei *pattern* di distribuzione spaziale, desunti da studi di campo, dipenderà dall'arco temporale di studio e dall'estensione del settore territoriale indagato all'interno del quale i dati verranno raccolti. Haila (1985) e Kareiva e Wennergren (1995) hanno rimarcato il fatto che quegli studi effettuati su ambiti locali troppo ristretti e con durata limitata, rispetto alle scale spazio-temporali relative ai fenomeni sotto osservazione, possono rappresentare erroneamente la struttura e le eventuali dinamiche di popolazione, inducendo ad errori di stima che possono pregiudicare le strategie di conservazione.

Relativamente ai metodi di stima e censimento su campo, utili alla individuazione dei *pattern* di distribuzione di specie sensibili si rimanda alla letteratura specifica. A titolo di esempio, per gli uccelli, i metodi in aree frammentate possono seguire sia approcci "insulari" sia "di paesaggio" (Villard *et al.*, 1999). In letteratura, sono state utilizzate tecniche di mappaggio (Bellamy *et al.*, 1996b), punti d'ascolto a durata variabile (Massa *et al.*, 1998), transetti lungo l'asse maggiore dei frammenti (Villard *et al.*, 1995; si veda anche Battisti e Teofili, 2001). Per una caratterizzazione fisionomico-strutturale della vegetazione uno dei metodi maggiormente utilizzati in questi studi è quello di James e Shugart (1970).

3.5 Il livello di pianificazione

Le aree naturali protette sono il risultato di un processo di individuazione e perimetrazione che segue criteri di carattere politico-amministrativo, oltre che ecologico e di conservazione. Esse possono quindi non coincidere spazialmente con gli habitat e le aree connettive di interesse, individuate attraverso un approccio ecologico-funzionale¹ (Fig. 43).



¹ In un recente dibattito, è emersa la necessità di non confondere la “rete di aree protette” con una “rete di ambienti naturali” (Boitani, 2000; Moschini, 2000). Benché talvolta coincidenti, i due approcci sono concettualmente indipendenti e andrebbero tenuti distinti. Secondo una lettura strutturale, funzionale e gestionale, i “nodi” di una rete possono essere, rispettivamente, le unità ecosistemiche naturali e seminaturali, le popolazioni di specie sensibili, le aree protette e vincolate.

L'efficacia ecologica di un sistema di aree protette, o comunque tutelate, può essere allora garantita solo attraverso una sua rilettura funzionale.

Al fine di valutare quanto l'attuale sistema di aree protette possa coincidere con le aree effettivamente meritevoli di conservazione può essere, allora, necessario sovrapporre, qualora disponibili, i dati spazialmente espliciti relativi alla distribuzione e all'abbondanza potenziale (o, ove possibile, effettiva) delle specie (cfr. le carte di idoneità; par. 3.4) con quelli inerenti la presenza e l'articolazione spaziale di parchi, riserve e monumenti naturali. Dal confronto tra questi strati tematici sarà possibile valutare il grado di efficacia dell'attuale sistema di aree protette, individuando eventuali lacune di conservazione rispetto ai *pattern* di distribuzione e di abbondanza delle singole specie *target*/focali (o a quelli di ricchezza specifica/rarità/endemismo; Williams, 1998; vedi l'analisi Gap in Scott e Jennings, 1997 descritta nel sottoparagrafo successivo).

Per ridurre le eventuali lacune di conservazione si possono prevedere, oltre a ipotesi di nuove istituzioni e ripermetrazioni di aree protette, anche il coinvolgimento di aree a diversa tipologia di tutela o vincolo (Siti di Importanza Comunitaria Dir. "Habitat" 92/43/CE, Zone di Protezione Speciale "Uccelli" Dir. 79/409/CE, aree venatorie L. 157/92, fondi chiusi e aree militari, aree con vincolo paesistico L. 1089/39, L. 1497/39, L. 431/85, recepite nel T.U. D. lgs. 490/99, aree L. 183/89, aree sottoposte ad uso civico), coinvolgendo e coordinando i diversi enti gestori verso obiettivi comuni di conservazione² (Fig. 44). Una problematica in questa fase può essere quella relativa alla ridistribuzione territoriale delle responsabilità am-

² Le aree venatorie possono essere incluse in questo sistema valutandone la funzionalità per determinati obiettivi di conservazione. Nelle Aziende Faunistico-Venatorie (le *ex* riserve di caccia) si esercita una caccia limitata ad una fauna priva di interesse conservazionistico; la normativa venatoria di fatto rende queste aree idonee alla conservazione di ecosistemi e paesaggi ed al mantenimento delle dinamiche di molte specie *target* sensibili. Oltretutto queste aree sono comprese già nella quota di territorio soggetto ad attività venatoria (vedi il dibattito sul 30 % di superficie agro-silvo-pastorale interdetto a tale attività basato sulle indicazioni della L. 157/92 e, nel Lazio, della Legge Regionale n. 17/95) e la loro inclusione in una rete ecologica non influenzerebbe i precari equilibri tra superfici destinate alle aree venatorie e aree sottoposte a vincolo (si vedano, ad esempio, gli esempi per la Provincia di Viterbo, in Bologna e Calvario, 1996; per la Provincia di Roma, si veda Battisti, 1999). Il ruolo delle aree venatorie nella pianificazione di rete ecologica viene indicato anche in alcuni Piani Faunistici Venatori Regionali. Nel Piano Faunistico Venatorio del Lazio (Regione Lazio, 1998) si sottolinea la necessità di favorire una adeguata connessione tra aree protette e venatorie a fini di conservazione.

Per il ruolo dei Siti di Importanza Comunitaria e delle Zone di Protezione Speciale nella Rete Natura 2000, si veda, invece, ad esempio, Cerfolli e Lombardi (2000). Per una quantificazione del ruolo dei S.I.C. /Z.P.S. nel comprendere una proporzione maggiore di aree ad elevata idoneità per alcune specie/gruppi; si vedano Santini *et al.* (2003). Per le problematiche inerenti gli elementi naturalistici (ad esempio, corsi d'acqua) che hanno la loro tutela di diritto mediante i Piani Territoriali Paesistici e i Piani Territoriali Urbanistici, cfr. il sito web: www.vasonline.it/galasso/paesaggio; R. Bosi, *in verbis*).

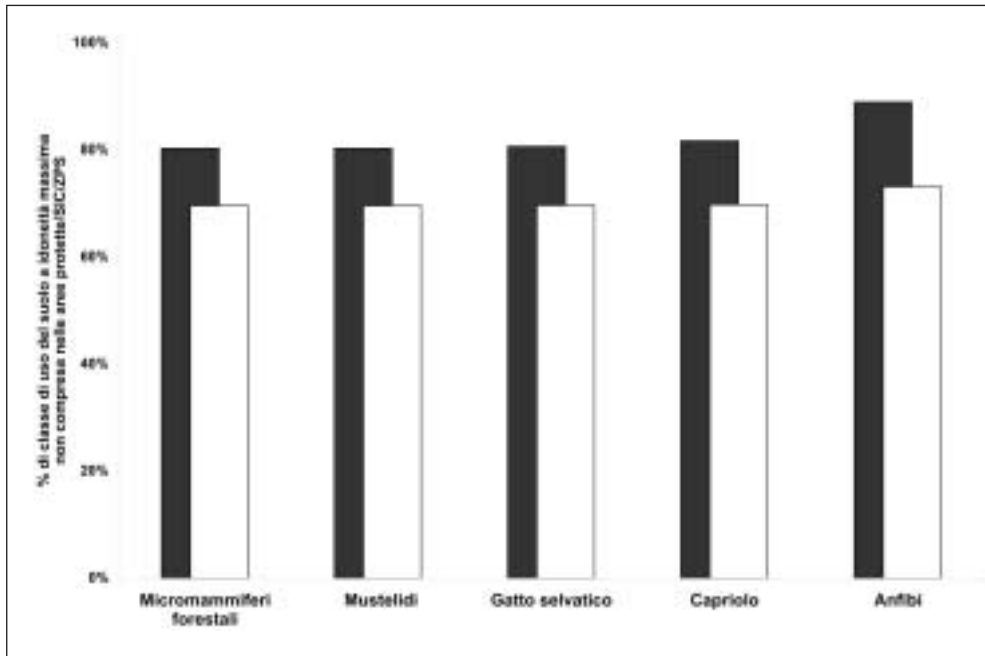


Figura 44. Gap di conservazione per alcune specie e gruppi (fauna selvatica). Percentuale di superficie territoriale che presenta categorie di uso/copertura del suolo a elevata idoneità ecologica per determinate specie/gruppi non ricomprese nell'attuale sistema di aree protette e di Siti di Importanza Comunitaria (SIC) e Zone di Protezione Speciale (ZPS) in un'area di studio collocata tra Lazio, Toscana e Umbria (Santini, 2003; Santini et al., 2003). In bianco: % compresa nelle aree protette; in nero: % compresa in SIC e ZPS. Il Gap di conservazione è più elevato se si considera solo il sistema di aree protette piuttosto che il sistema di SIC/ZPS: ciò può essere dovuto ad una maggiore copertura territoriale del sistema di SIC/ZPS e da una loro più efficace collocazione rispetto alle aree ad elevata idoneità ecologica (Fonte dati: Rete Ecologica Nazionale; Boitani et al., 2002).

bientali che uno strumento di “area vasta” presuppone (individuazione di enti gestori *ad hoc*, coordinamento nella gestione fra diversi Enti territoriali, ecc.), così come quella legata alla definizione di una eventuale normativa specifica (B. Romano, *in verbis*). Si rimanda comunque alla letteratura in campo urbanistico e normativo per approfondimenti in questo settore.

Un ruolo strategico nella redazione di un piano di rete ecologica può essere ricoperto dai Piani Territoriali Provinciali Generali, la cui scala di pianificazione corrisponde, in una certa misura, alla scala di paesaggio (da 1: 25.000 a 1: 100.000). Il gran numero di temi (con relative cartografie) affrontati nella pianificazione provinciale rende possibile il confronto fra le varie strategie e i diversi ambiti disciplinari che insistono sul territorio, così da individuare eventuali incongruenze nelle scelte.

La stratificazione dei dati territoriali e ecologico-funzionali con quelli relativi al sistema antropico potrà permettere, infatti, l'individuazione dei punti di conflitto utili a delineare eventuali scelte successive di tipo tecnico-progettuale, mirate alla mitigazione degli impatti delle barriere antropiche su alcune componenti della diversità biologica (deframmentazione, interventi di ripristino ambientale; Yanes *et al.*, 1995; Jackson, 1996; Franco, 2000; MacMahon e Holl, 2001; Malcevschi, *in verbis*). L'efficacia di tali interventi potrà essere successivamente valutata attraverso monitoraggi periodici, nonché adeguatamente comunicata all'opinione pubblica (si veda Bennett, 1999).

Gli interventi di deframmentazione e recupero ambientale sono stati indicati come necessari e, in alcuni casi, risolutivi, per aumentare significativamente le prospettive di sopravvivenza di alcune specie minacciate e di interesse comunità. I sotto-sovrappassi stradali, i punti di risalita per l'ittiofauna e altri interventi di deframmentazione localizzati possono infatti essere considerati aree connettive localizzate e di piccola dimensione (*short-distance connectors*; Dobson *et al.*, 1999). Riguardo a questo argomento, più strettamente inerente la progettazione ambientale, e che, quindi, esula dagli scopi specifici di questo lavoro, esistono numerose pubblicazioni tecniche che abbracciano differenti aspetti (recupero ambientale, ingegneria naturalistica, deframmentazione, ecc.) ed alle quali si rimanda (per esempio, Malcevschi *et al.*, 1996; Dinetti, 2000; Franco, 2000; Groppali, 2003; molti lavori sull'argomento vengono pubblicati su riviste tecniche specifiche come *Acer*, *Attenzione WWF*, *Il Divulgatore agricolo*, *Estimo e Territorio*, ecc.).³

³ Fra i tanti esempi possibili di interventi di questo tipo, è di un certo interesse l'approfondita analisi di Scoccianti (2001: 90 e segg.) sugli aspetti legati alla conservazione dell'erpetofauna. Questo Autore sottolinea l'utilità di individuare i punti focali di attraversamento lungo le infrastrutture viarie, utilizzati da quelle specie di anfibi che compiono movimenti migratori tra habitat differenti durante il periodo riproduttivo consentendo, così, l'adozione di interventi specifici. In tali punti il traffico stradale, anche se moderato, può, infatti, provocare, nei periodi dell'anno interessati da questi movimenti, una mortalità elevatissima (fino al 20-30 % degli individui in migrazione).

Un altro esempio è fornito da un documento del Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti (s.d.) che indica alcune misure di mitigazione degli impatti indotti da infrastrutture lineari, prevedendo miglioramenti ambientali e deframmentazione per le strade esistenti e l'inserimento preventivo di misure di mitigazione e di compensazione ambientale per le strade in progetto.

Tale documento prevede il seguente iter da seguire:

- identificazione dei corridoi faunistici e delle aree protette (indagine cartografica);
- analisi della permeabilità della strada e localizzazione dei tratti a rischio (da studi di mortalità stradale della fauna selvatica);
- progettazione e realizzazione delle misure di mitigazione;
- gestione e monitoraggio.

Lo stesso opuscolo fornisce anche un quadro delle azioni a livello internazionale relative a questo settore disciplinare (ad esempio, rete europea Iene).

Infine, l'analisi delle previsioni di pianificazione in grado di incidere sullo scenario ambientale futuro (come l'individuazione di assi di sviluppo preferenziale e dei nuovi poli infrastrutturali o insediativi, della tendenza allo *sprawl* insediativo; B. Romano, *in verbis*) consentirà di valutare non solo i livelli di frammentazione attuale ma anche quelli relativi alla frammentazione potenziale che l'area di studio potrà subire in seguito alla realizzazione degli scenari previsti (Aa. Vv., 2003). In questa fase è determinante il contributo di quelle discipline (urbanistiche, sociali, economiche, ecc.) che consentono di predire i *trend* futuri dello sviluppo antropico (caratterizzazione dei paesaggi insediativi e produttivi, evoluzione e diffusione degli stili di vita urbana, crescita demografica e economica, confronto fra economia agricola e urbana, inquadramento della popolazione sotto il profilo sociale, ecc.: cfr. Aa. Vv., 2003: 115 e segg.).

L'analisi Gap

L'analisi Gap è un recente metodo scientifico (Scott e Jennings, 1997), sviluppato negli Stati Uniti, che si pone come obiettivo quello di quantificare il grado di efficacia dell'attuale sistema di aree protette o con specifiche tipologie di tutela rispetto ai valori di biodiversità presenti in un ambito territoriale, utilizzando le nuove acquisizioni nel campo del telerilevamento e dei Sistemi Informativi Geografici (GIS).

I ricercatori hanno utilizzato, almeno in una prima fase, i vertebrati terrestri e le comunità vegetali come surrogati (indicatori) della biodiversità: i primi per il loro ruolo in *pattern* e processi ma anche perché la loro distribuzione è abbastanza conosciuta; le associazioni vegetali invece perché influenzano significativamente la struttura e la composizione delle comunità animali.

La raccolta di dati di carattere geografico (spazialmente espliciti) sullo status e la distribuzione delle singole specie (sia minacciate sia a diverso grado di abbondanza e diffusione) e dei loro habitat può fornire a tecnici, pianificatori, ricercatori e politici quelle informazioni che necessitano per attuare scelte territoriali su base oggettiva. E' stato, tuttavia, sottolineato come un approccio per *guild* e per comunità sia più utile a fini di conservazione rispetto ad un approccio per singole specie.

L'analisi Gap si effettua attraverso una mappatura della distribuzione delle specie (o *guild*) di vertebrati terrestri autoctoni, e delle comunità vegetali, nonché dell'attuale sistema delle aree protette e tutelate. A queste segue una sovrapposizione di questi strati tematici.

Le elaborazioni vengono condotte in scala 1:100.000 e, per questo motivo, tale

analisi costituisce un approccio “a grana grossa” (*coarse-filter*) alla conservazione della biodiversità. Tuttavia essa è utile agli ecologi che studiano ambiti geografici per inquadrare il contesto in cui operano a scala regionale.

Pur se con alcuni limiti (ad esempio, le mappe non implicano fattori come la qualità dell’habitat per determinate specie, la densità di popolazione, il disturbo umano) il metodo consente di ottenere alcuni dati di grande interesse, almeno per un inquadramento del problema a scala regionale/provinciale. Questi comprendono:

- la distribuzione di ogni specie autoctona (vertebrati) e dei *pattern* di distribuzione del sistema di aree protette/tutelate;
- la valutazione dello status di conservazione per specie, per gruppi e delle lacune di conservazione sul territorio (i “*gap*”). Con tale analisi si inquadrano le aree non adeguatamente rappresentate nel sistema di aree protette/tutelate.

Sulla base di queste informazioni si possono così:

- attuare strategie di conservazione mirate a singole specie e contesti territoriali;
- integrare i piani esistenti e i processi di pianificazione con le problematiche di conservazione;
- pianificare l’uso del suolo;
- testare ipotesi di individuazione, selezione e perimetrazione di riserve naturali, per specie/gruppi di vertebrati e per comunità vegetali;
- valutare il grado con cui la ricchezza di specie a diverso grado di diffusione ed abbondanza coincide con quelle minacciate, valutando il ruolo di alcune di esse come indicatori di ricchezza complessiva;
- compiere ricerche a carattere ecologico e biogeografico.⁴

⁴ Metodologie più sofisticate sono state recentemente utilizzate anche nel contesto italiano per valutare l’efficacia del sistema delle aree protette e di specifici ambiti territoriali a scala nazionale, nonché il loro ruolo in termini di conservazione. Merita una citazione l’analisi di *Irreplaceability* (letteralmente: “insostituibilità”) condotta nell’ambito del lavoro sulla Rete Ecologica Nazionale. Per *Irreplaceability* di un’area ci si riferisce ad un valore, assegnato ad una determinata area, che riflette l’importanza di quest’ultima per i *target* di conservazione scelti, all’interno di un contesto geografico (e per una definita scala) di indagine (Boitani *et al.*, 2003: 67).

Conclusioni

In conclusione e sintetizzando, la pianificazione di rete ecologica, affrontando le problematiche conseguenti al processo di trasformazione e frammentazione del territorio sulla diversità ed i processi ecologici, prevede l'elaborazione di indirizzi e di interventi di risoluzione e mitigazione secondo un approccio spaziale e dinamico esteso all'intero territorio. Per fare questo occorre acquisire le conoscenze teoriche nel settore ecologico riguardanti questi specifici aspetti. In modo particolare, affinché questo strumento possa rivelarsi efficace rispetto agli obiettivi di conservazione, è necessario che:

- chi pianifica sia a conoscenza delle basi teoriche sull'argomento;
- che venga seguito un iter nel processo di pianificazione che, benché speditivo per l'adeguamento ai tempi della pianificazione, segua comunque criteri scientifici oggettivi e rigorosi;
- che l'analisi scientifica dei complessi fattori e processi ecologici venga ricondotta ad una sintesi operativa attraverso strumenti appropriati;
- che, accanto alle discipline urbanistiche e territoriali, assumano un ruolo assolutamente primario quelle naturalistiche, capaci di interpretare fattori e processi legati alla frammentazione ambientale e di contribuire a formulare strategie appropriate.

Lo strumento delle reti ecologiche non deve essere enfatizzato come la panacea al problema della frammentazione ambientale. Tale tipo di pianificazione può non risolvere, infatti, gli effetti derivanti da questo processo sulla diversità biologica a causa della numerosità, complessità e irreversibilità dei fattori in gioco (Soulé, 1991; Farina, 2001). Malgrado tutto, il paradigma delle reti ecologiche ha il merito di far acquisire concetti e criteri della conservazione nell'ambito della pianificazione ordinaria ove, tradizionalmente, i sistemi antropico e naturale vengono analizzati indipendentemente fra loro.

Tale settore, inoltre, offre l'opportunità di integrare le conoscenze fra discipline naturalistiche ed urbanistiche attraverso l'individuazione di criteri e metodologie comuni, stimolando ulteriori ricerche sia nel campo dell'ecologia teorica, ad esempio riguardo allo studio della sensibilità delle specie ai fattori area, isolamento e all'effetto margine, sia nel campo dell'ecologia applicata, ad esempio relativamente alla valutazione del ruolo di indicatore delle specie sensibili alla frammentazione

per la individuazione e selezione di aree protette e di reti ecologiche.

Abstract

Ecological networks - On the basis of an extensive background regarding this issue, it can be pointed out that:

- the traditional focus of conservation of individual sites and species must progress towards a more holistic, spatial concern;
- habitats must be large enough and sufficiently connected to enable the landscape to function ecologically. Such directives have recently been stated in international conventions, in pan-European strategies and national guidelines.

The main goals of ecological network planning are to:

- conserve the natural ecosystems, increasing the size and number of those under protection;
- increase connectivity, taking into account species-specific differences in dispersal, reducing isolation of habitat and fostering gene flow among fragmentation-sensitive (sub)populations, assuring their viability;
- increase permeability of the matrix to dispersal of sensitive species;
- insert the conservation theories in the processes of landscape planning.

A conceptual framework for planning - Planning in ecological network is a complex exercise because of the large range of different contexts, spatial scales, species-specific response to fragmentation, ecological and anthropic variables of the “real world”, and no general rule can be formulated. A methodological pathway should foresee not only the context of study but also the ecological levels, the targets and the scales of investigation.

Scale – Connectivity is related to an appropriate scale suitable to ecology and dynamics of sensitive (meta)populations and of those ecologically correlated. The operative scale for ecological network strategies appears to be the landscape one. Therefore it is advisable to apply strategies on multiple spatial scales, so covering a large interspecific range of ecological requirements and making them more effective.

Context – The effects of habitat fragmentation are landscape-specific, depending on local, ecological, anthropic factors and planners have few generalizations to help them (the “it depends” dilemma): each strategy, built for specific local pro-

blems, should be regarded as an original experiment from which ecology and landscape planning can draw new knowledge.

Ecological levels and targets – Conservation strategies and ecological planning will depend on the *a priori* selection of sensitive targets, such as species, communities, ecosystems, or processes. Populations of individual species are easier, generally, to investigate compared to higher ecological levels and may be considered valid targets for evaluating the efficacy of corridors and ecological networks.

Structural level - The structural level is the basis for designing an ecological network. Thematic maps and remote sensing allow us to analyze spatial structure and patterns of the landscape mosaics, identifying sensitive ecosystems, areas of anthropogenic fragmentation, gaps and corridors. The residual fragments can be categorized in accordance to type, size, shape, quality, isolation, spatial articulation, and functional relations to the matrix. The matrix itself can be analyzed on the basis of type, origin, degree of anthropization, as well as of ecological and spatial variables.

Dynamic-functional level - The spatial pattern of the landscape may affect the flows of energy and matter as well as the biological dynamics. From the structural analysis, it is possible to point out some functional aspects: the landscape ecology provides the tools for a first evaluation of cause-effect relations between structure and function. However, the propedeutic structural analysis of the landscape may not correlate to a definition of its connective functionality for sensitive species: i.e., some species may be unable to disperse along apparently continuous areas for a structural analysis (because of, for example, the edge effect).

Connectivity is a function both of a structural-cartographic component and of an eco-ethological, species-specific one. The different function (connective, neutral, or acting as a barrier) of the landscape elements for individual species will then be bound to both components. Consequently, a functional ecological network design must imply a species-specific approach of the structural patterns of the landscape.

Some models have been proposed in order to take into account the ecological role of landscape elements in sensitive species dynamics, evaluating, theoretically, the relationships among patterns of distribution/abundance and patterns of landscape. The functionality of the structural patterns may be analyzed considering their role as habitat and/or corridors and of the minimal specific requirements for specific viable (meta)populations.

However, some differences exist between the results of the models and the real world: individuals do not randomly disperse in space, and directional choices may be affected by previous learning of the landscape, by conspecific attraction and other eco-ethological variables, difficult to model. Therefore, it would be appropriate to follow in parallel the study of populations in real landscapes.

Searching for target species – In conservation biology, some species may function as surrogates to evaluate integrity, diversity, and vulnerability of the ecosystems. In planning it is appropriate to identify those fragmentation-sensitive species that may gain advantage from specific elements of the landscape, such as habitat and connective areas, and that may play a role as indicators of the process. Due to the large range of species-specific response to fragmentation, it is advisable to make a simplification identifying “umbrella” species for specific ecosystems. This target species selection can be carried out from a local check-list, according to conservation, biogeographical, and ecological criteria.

The use of rareness criteria for species selection has been proposed in nature conservation. It will be also selected species that show an intrinsic fragmentation-sensitivity, although a still relatively diffused and abundant one. These species are usually stenoecious, interior, and area-sensitive; they may have been locally extinct in isolated fragments, or be still present despite a reduced abundance, but are not common in anthropized environments. Large carnivores are a guild intrinsically sensitive to fragmentation, which may function as target, umbrella or flagship. A large number of data on sensitive birds are available.

It is also possible to select target fragmentation-tolerant species (e.g., introduced, invasive, generalist species) for whom it is better to control their dispersal.

The analysis of patterns of distribution, abundance, and dispersal of target species (or guilds), will allow us to design a functional ecological network (*core areas, buffer zones, corridors, stepping stones, restoration areas*).

The use of ecological and potential distribution data of vertebratofauna, recently available at a national scale, may help in this aim, in particular when compared to the effective distribution obtained by field data, which must be collected over an appropriate spatial and temporal range. An estimate of restricted study areas and of limited time ranges may lead to wrong conclusions on the status, patterns, and dynamics of the targets.

Planning and management level - The patterns of distribution and abundance, drawn from a functional analysis with target-species approach, may be compared to the presence and spatial articulation of the protected area system.

Identification and design of nature reserves derives from political input as well as conservation criteria: therefore, they may not spatially coincide with the habitats and corridors identified in the functional ecological network. From the comparison among thematic layers, it will be possible to evaluate the level of efficacy of the protected area system, focusing on conservation gaps. In order to reduce these gaps, it may be helpful to involve and coordinate different types of managed/protected areas (e.g., Special Areas of Conservation *sensu* Dir. 92/43/CE, game reserves) to common conservation goals.

Finally, the stratification of the structural/functional data, with those relative to the anthropic system will allow the identification of the critical areas, in order to select defragmentation and restoring actions.

Conclusions - It is strategic to insert the ecological priority in landscape planning. Planning in ecological networks, analyzing the impact of habitat fragmentation on diversity and ecological processes, suggests a range of mitigation procedures through a spatial and dynamic approach which extends to the whole territory. In order to make such a strategy effective, a synthetic and operative scientifically-based process of planning must be structured, integrating urbanistic and ecological sciences.

Ecological networks may not be a panacea, due to the complex factors related to fragmentation and to the irreversibility of many processes. However, they allow us to acquire concepts and criteria of conservation in ordinary planning where, traditionally, the anthropic and natural systems are analyzed independently.

Finally, this field of research, giving us, as it does, the opportunity to integrate our knowledge of natural and planning sciences, leads us on to further studies in theoretical (e.g., species-specific sensitivity to area, isolation, edge) and applied ecology (e.g., nature reserve design, fragmentation-sensitive species as indicators).

Bibliografia

- Aa. Vv., 1998. Linee guida WWF per il piano del parco. Indicatori misurabili dell'integrità ecologica. Dossier, Attenzione WWF, 12: XI-XII.
- Aa. Vv., 2001. Le foreste della Pianura Padana. Un labirinto dissolto. Quaderni Habitat, Ministero dell'Ambiente, Museo Friulano di Storia Naturale, 154 pp.
- Aa. Vv., 2003. Pianificazione e reti ecologiche. PLANECO – Planning in ecological network. Università di Camerino, Università de L'Aquila, Università di Chieti, Gangemi editore, 272 pp. + cartografie.
- Alessandrini A., Ottolini E., Rossi P., 2003. Bilanci e prospettive. Acer, 6: 33-35.
- Allavena S., Panella M., 2003. Le centrali eoliche: un pericolo per il paesaggio e gli uccelli rapaci. Avocetta, 27: 144.
- Amori G., 1999. Scoiattolo comune, *Sciurus vulgaris* Linnaeus, 1758. In: Spagnesi M., Toso S. (eds.). Iconografia dei mammiferi d'Italia. Ministero dell'Ambiente, Istituto Nazionale Fauna Selvatica: 111.
- Amori G., Boitani L., 1997. I mammiferi selvatici in ambiente urbano. Atti 1° Conv. Nazionale Fauna Urbana, Roma, 12.4.1997: 21-24.
- Amori G., Cantini M., Rota V., 1994. Distribution and conservation of the italian dormice. Hystrix, 6: 331-336.
- Amori G., Corsetti L., Esposito C., 2002. Mammiferi dei Monti Lepini. Quad. Cons. Natura, 11, Min. Ambiente. Istituto Nazionale Fauna Selvatica, 210 pp.
- Amori G., Cristaldi M., Contoli L., 1986. Sui Roditori (Gliridae, Arvicolidae, Muridae) dell'Italia peninsulare in rapporto all'ambiente bioclimatico peninsulare. Animalia, 11: 217-269.

- Amori G., Lapini L., 1997. Le specie di mammiferi introdotte in Italia: il quadro della situazione attuale. In: Spagnesi M., Toso S., Genovesi P. (eds.). Atti III Conv. Naz. Biol. Selvaggina, Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 27: 249-267.
- Andelman S.J., Fagan W.F., 2000. Umbrellas and flagships: Efficient conservation surrogates or expensive mistakes? Proc. Natl. Acad. Sc., 97: S954-S959.
- 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.
- ANPA, 2000. Selezione di indicatori ambientali per i temi relativi alla biosfera. Agenzia Nazionale Protezione Ambiente, CTN_CON, Roma, 167 pp.
- ANPA-INU, 2001. Indirizzi operativi per l'adeguamento degli strumenti di pianificazione del territorio in funzione della costruzione di reti ecologiche a scala locale. Agenzia Nazionale Protezione Ambiente. Relazione tecnica. <http://www.ecoreti.it>.
- APAT (Agenzia Protezione Ambiente e per i Servizi Tecnici), 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. Vol. 26, Manuali e linee guida APAT, 104 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. J. Appl. Ecol., 37: 88-102.
- Báldi A., Kisbenedeck T., 1998. Factors influencing the occurrence of Great White Egret (*Egretta alba*), Mallard (*Anas platyrhynchos*), Marsh Harrier (*Circus aeruginosus*), and Coot (*Fulica atra*) in the reed archipelago of Lake Velence, Hungary. Ekológia (Bratislava), 17: 384-390.
- Báldi A., Kisbenedeck T., 1999. Species-specific distribution of reed-nesting passerine birds across reed-bed edges: effects of spatial scale and edge type. Acta Zool. Hung., 45: 97-114.
- Balletto E., Giacoma C., 1993. Struttura di popolazione e probabilità di sopravvivenza a medio termine di alcune specie di anfibi. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 21: 135-150.

-
- Balmford A., 1999. (Less and less) great expectations. *Oryx*, 33: 87-88.
- Bascompte J., Solé R.V., 1998. Effects of habitat destruction in a prey-predator metapopulation model. *J. Theor. Biol.*, 195: 383-393.
- Battisti C., 1999. Hunting and the ecological network on a provincial scale: preliminary discussion points for the Province of Roma. *PLANECO newsletter*, 2: 3-6.
- Battisti C., 2001. Comunità ornitiche e frammentazione ambientale: dati dalle riserve naturali "Nomentum" e "Macchia di Gattaceca e del Barco" (Roma, Italia centrale). *Riv. ital. Orn.*, 71: 115-123.
- Battisti C., 2002. Reti ecologiche. Specie target. Scelte strategiche. *Acer*, 2: 40-44.
- Battisti C., 2003. Habitat fragmentation, fauna and ecological network planning: Toward a theoretical conceptual framework. *It. J. Zool.*, 70: 241-247.
- Battisti C., Amori G., Gippoliti S., 2002. Ecologia urbana e Biologia della Conservazione sono conciliabili? *Atti Convegni Lincei*, 182: 221-228.
- Battisti C., Contoli L., 1999. Mean range size of the species, bird richness and ecogeographical factors: data from italian peninsula and islands. *Avocetta*, 23: 48-57.
- Battisti C., Gippoliti, 2004. Conservation in the urban/countryside interface: a cautionary note from the Rome District (Central Italy). *Conserv. Biol.*, 18:581-583.
- Battisti C., Guidi A., Panzarasa S., 2000. Reti ecologiche in Provincia di Roma: un caso di studio. *Parchi*. 29: 40-46.
- Battisti C., Teofili C., 2001. Frammentazione ambientale e pianificazione territoriale: il ruolo degli studi ornitologici. *Avocetta*, 25: 15.
- Battisti C., Zapparoli M., Bianconi R., Lorenzetti E., 2003. Analisi dei patterns di abbondanza di specie ornitiche sensibili in paesaggi frammentati (Italia centrale): una lettura dei dati in chiave ecologica e di pianificazione. *Avocetta*, 27: 56.
- Begon M., Harper J.L., Townsend C.R., 1989. *Ecologia. Individui, popolazioni, comunità*. Zanichelli Editore S.p.A., Bologna, 854 pp.

- Beier P., Noss R.F., 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conserv. Biol.*, 12: 1241-1252.
- Bellamy P.E., Hinsley S.A., Newton I., 1995. Factors influencing bird species numbers in small woods in south-east England. *J. Appl. Ecol.*, 33: 249-262.
- Bellamy P.E., Hinsley S.A., Newton I., 1996a. Local extinctions and recolonisations of passerine bird populations in small woods. *Oecologia*, 108: 64-71.
- Bellamy P.E., Hinsley S.A., Newton I., 1996b. Factors influencing bird species numbers in small woods in south-east England. *J. Appl. Ecol.*, 33: 249-262.
- Benedetti N., 1999. I corridoi ecologici come elementi di organizzazione ambientale e connessioni tra l'ambito di studio e ambiti territoriali più ampi. In: Calzolari V. (a cura di). *Storia e natura come sistema. Un progetto per il territorio libero dell'area romana*. Argos edizioni, Roma: 223-242.
- Benitez-Malvido J., 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conserv. Biol.*, 12: 380-389.
- Bennett A.F., 1997. Habitat linkages – a key element in an integrated landscape approach to conservation. *Parks*, 7: 43-49.
- 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.
- Bentley J.M., Catterall C.P., 1997. The use of bushland, corridors, and linear remnants by birds in Southeastern Queensland, Australia. *Conserv. Biol.*, 11: 1173-1189.
- Bernoni M., 2001. Il Picchio dorsobianco nell'Appennino: tecniche di ricerca e nuove aree di indagine. *Avocetta*, 25: 84.
- Biancardi C.H., 2003. Un tasso in città. Abstract Workshop "Ecosistemi urbani: ecologia e gestione della fauna in città", Milano, 8.3.2003, Museo Civico di Storia Naturale: 14.
- Bianconi R., 2003. Analisi degli effetti della frammentazione ambientale sull'avi-

fauna forestale e ipotesi di pianificazione di una rete ecologica: un caso di studio in Provincia di Terni. Tesi di Laurea in Scienze Forestali e Ambientali. Università degli studi di Viterbo. Facoltà di Agraria. Anno accademico 2001/2002. Relatore: Prof. M. Zapparoli; correlatore: Dr. C. Battisti.

- Bianconi R., Battisti C., Zapparoli M., 2004. Pattern of richness, abundance and diversity of four interior bird species in a hilly landscape in Central Italy: a contribution to assess their sensitivity to habitat fragmentation. *Journal of Mediterranean Ecology*, in stampa.
- Bieber C., 1994. Dispersal behaviour of the edible dormouse (*Myoxus glis* L.) in a fragmented landscape in Central Germany. *Hystrix*, 6: 257-263.
- Biondi M., Corridore G., Romano B., Tamburini G., Tetè P., 2003. Evaluation and planning control of the ecosystem fragmentation due to urban development. Abstract European Regional Science Association, ERSA 2003 Congress, 27-30.8.2003.
- Blake J.G., Karr J.R., 1987. Breeding bird of isolated woodlands: area and habitat relationship. *Ecology*, 68: 1724-1734.
- Blasi C., 2002. Conservazione della biodiversità e Rete Ecologica d'Italia. Atti II Conf. Naz. Aree Nat. Protette, Torino, 11-13.10.2002, Vol. 3: 11-12.
- Blondel J., Lebreton J.-D., 1996. The biology of spatially structured populations: concluding remarks. *Acta Oecologica*, 17: 687-693.
- Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiori A., Sarrocco S., Visentin M. (Eds), 1995. Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio. *Alula* 2: 1-225.
- Bogliani G., 1985. Distribuzione ed ecologia del Corvo, *Corvus frugileus*, svernante in Italia. *Riv. ital. Orn.*, 55: 140-150.
- Bogliani G., 1995. Gli effetti della frammentazione degli habitat sulle popolazioni e comunità di uccelli. *Boll. Mus. St. Nat. Lunigiana*, 9: 149-154.
- Bogliani G., Matessi G., Aceto F., 1995. Effetti della struttura del paesaggio sulla predazione dei nidi. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, 22: 73-78.

- Boitani L., 1986. *Dalla parte del Lupo*. Giorgio Mondadori editore, Milano, 270 pp.
- Boitani L., 2000. Rete ecologica nazionale e conservazione della biodiversità. *Parchi*, 29: 66-74.
- Boitani L., Ciucci P., 1997. Il ritorno dell'orso. *Attenzione WWF*, 6.
- Boitani L., Corsi F., 1999. La componente faunistica nella Carta della Natura: uso e limiti della Banca dati dei Vertebrati italiani. *Atti IX Congr. Naz. S.It.T.E., Lecce*, 14-17.9.1999: 127.
- Boitani L., Falcucci A., Maiorano L., Montemaggiori A., 2002. Rete ecologica nazionale. Il ruolo delle aree protette nella Conservazione dei Vertebrati. Ministero dell'Ambiente, Università di Roma "La Sapienza", 88 pp.
- Boitani L., Falcucci A., Maiorano L., Montemaggiori A., 2003. Italian ecological network: the role of the protected areas in the conservation of vertebrates. Animal and Human Biology Department, University of Rome "La Sapienza", Nature Conservation Directorate of the Italian Ministry of Environment, Institute of Applied Ecology, Rome, 88 pp.
- Boitani L., Vinditti R.M., 1988. *La Volpe rossa*. Edagricole, Bologna, 241 pp.
- Bolger D.T., Alberts A.C., Soulé M.E., 1991. Occurrence patterns of bird species in habitat fragments: sampling, extinction, and nested species subset. *Am. Nat.*, 137: 155-166.
- Bolger D.T., Scott T.A., Rotenberry J.T., 1997. Breeding bird abundance in an urbanizing landscape in coastal Southern California. *Conserv. Biol.*, 11: 406-421.
- Bolger D.T., Scott T.A., Rotenberry J.T., 2001. Use of corridor-like landscape structures by bird and small mammal species. *Biol. Conserv.*, 102: 213-224.
- Bologna G., 1997. Conservazione e ricerca in Italia: una proposta del WWF. *Atti Convegni Lincei*, 132: 99-110.
- Bologna M.A., 2002. Rarefazione ed estinzione di specie. In: Minelli A., Chemini C., Argano R., Ruffo S. (eds.). *La fauna in Italia*. Touring Club Editore, Milano e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Roma: 390-419.

- Bologna M.A., Calvario E., 1996. Proposta per un sistema delle aree protette della provincia di Viterbo. Atti Conv. "Parchi: un investimento per il futuro", Amm. Prov. Viterbo, Caprarola (VT), 8.11.1996.
- Bologna M., Calvario E., Sarrocco S., 2001. Le ricerche faunistiche nelle aree protette di RomaNatura. Inf. Bot. Ital., 33 (Suppl.): 19-22.
- Bologna M.A., Capula M., Carpaneto G.M., Cignini B., Marangoni C., Venchi A., Zapparoli M., 2003. Anfibi e rettili di Roma. Atlante e guida delle specie presenti in città. Comune di Roma, Assessorato Ambiente, Assessorato Cultura. Stilgrafica s.r.l., Roma, 112 pp.
- Bon M., Mezzavilla F. (red.), 1998. Atti 2° Convegno Faunisti Veneti, Boll. Museo civ. St. Nat. Venezia, 48 (suppl.), 254 pp.
- Boswell G.P., Franks N.R., Britton N.F., 2000. Habitat fragmentation and swarm raiding army ants. In: Gosling M. L., Sutherland W.J. (eds.). Behaviour and Conservation. Conservation Biology Series 2. Cambridge University Press, Cambridge: 141-158.
- Bottazzo M., 1998. Distribuzione del Camoscio, *Rupicapra rupicapra* L., in Lessinia (Prealpi veronesi). In: Bon M., Mezzavilla F. (red.). Atti 2° Convegno Faunisti Veneti, Boll. Museo civ. St. Nat. Venezia, 48 (suppl): 134-139.
- Boulinier T., Nichols J.D., Hines J.E., Sauer J.R., Flather C.H., Pollock K.H., 1998. Higher temporal variability of forest breeding communities in fragmented landscapes. Proc. Natl. Acad. Sci. USA: 95: 7497-7501.
- Brandmayr P., 2002. Ambienti e fauna nel paesaggio italiano. In: Minelli A., Chemini C., Argano R., Ruffo S. (eds.). La fauna in Italia. Touring Club Editore, Milano e Ministero dell' Ambiente e della Tutela del Territorio, Roma: 30-45.
- Bright C., Flavin C., Gardner G., MacDonald M., McGinn A.P., Nierenberg D., Sampat P., Sawin J., O'Meara Sheehan M., Starke L., Youth H., 2003. State of the World 2003. Stato del pianeta e sostenibilità. Rapporto annuale. Edizioni Ambiente, WWF Italia.
- Bright P.W., 1993. Habitat fragmentation - problems and predictions for British mammals. Mammal Rev., 23: 101-114.

- Bright P.W., Morris P.A., 1994. A review of the dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in England and a conservation programme to safeguard its future. *Hystrix*, 6: 295-302.
- Brockie E.R., 1989. Hedgehog (*Erinaceus europaeus*) population studies based on road mortality in Europe and New Zealand. Abstract V International Theriological Congress, Roma, 22-29.8.1989: 419.
- Brokaw N., 1998. Fragments - past present and future. *Trends Ecol. Evol.*, 13: 382-383.
- Brooker L., Brooker M., Cale P., 1999. Animal dispersal in fragmented habitat: measuring habitat connectivity, corridors use, and dispersal mortality. *Conservation Ecology [on line]*, 3: 4.
- Brooks T.M., Pimm S.L., Oyugi J.O., 1999. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conserv. Biol.*, 13: 1140-1150.
- Brown J.H., Kodric-Brown A., 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of emigration on extinction. *Ecology*, 58: 445-449.
- Bulgarini F., 1999. La Carta delle aree selvagge come base per l'individuazione di possibili connessioni. Dossier "Reti ecologiche". *Attenzione, rivista WWF per l'ambiente e il territorio*, 16: XXXI-XXXIII.
- Bulgarini F., Calvario E., Fraticelli F., Petretti F., Sarrocco S., 1998. Libro rosso degli animali d'Italia. Vertebrati. WWF Italia, Roma, 210 pp.
- Bullini L., 1996. Diversità genetica e specie minacciate di estinzione. *Atti S.It.E.*, 17: 555-559.
- Bullini L., Contoli L., Sbordoni V., Vigna Taglianti A., 1980. Specie animali in pericolo e pianificazione del territorio. *Atti Conv. CNR "Provvedimenti per le specie animali italiane in pericolo"*. Roma, 1-2.7.1976: 18-28.
- Burkey T.V., 1989. Extinction in nature reserves: the effect of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. *Ecography*, 55: 75-81.
- Burkey T.V., 1995. Extinction rates in archipelagoes: implications for populations in fragmented habitats. *Conserv. Biol.*, 9: 527-541.

-
- Burkey T.V., 1999. Extinction in fragmented habitats predicted from stochastic birth-death processes with density dependence. *J. Theor. Biol.*, 199: 395-406.
- Butowsky R., Reijnen R., Foppen R., 1998. Need for research to refine network plans. *European Nature*, 1: 13-14.
- Caley M.J., 1989. Geometric distributions of dispersal distances: what do they tell us? Abstract V International Theriological Congress, Roma, 22-29.8.1989: 221-222.
- Calvario E., 2000. *Bufo bufo* (Linnaeus, 1758). In: Bologna M.A., Capula M., Carpaneto G.M. (eds.). *Anfibi e rettili del Lazio*. F.Ili Palombi Editori: 50-51.
- Campora M., Silvano F., 2003. Dati preliminari sull'Astore *Accipiter gentilis* nidificante in provincia di Alessandria. *Avocetta*, 27: 89.
- Caneva G., Travaglini C.M., 2003. Atlante storico-ambientale – Anzio e Nettuno. Provincia di Roma, Università Roma Tre, CROMA, De Luca Editori d'Arte, Roma, 510 pp.
- Capizzi D., Battistini M., Amori G., 2002. Analysis of the hazel dormouse, *Muscardinus avellanarius*, distribution in a Mediterranean fragmented woodland. *Ital. J. Zool.*, 69: 25-31.
- Capizzi D., Battistini M., Amori G., 2003. Effects of habitat fragmentation and forest management on the distribution of edible dormouse *Glis glis*. *Acta theriol.*, 48: 359-371.
- Capizzi D., Santini L., 1999a. Topo selvatico a collo giallo, *Apodemus flavicollis* (Melchior, 1834). In: Spagnesi M., Toso S. (eds.). *Iconografia dei mammiferi d'Italia*. Ministero dell'Ambiente, Istituto Nazionale Fauna Selvatica: 128-129.
- Capizzi D., Santini L., 1999b. Arvicola rossastra o dei boschi, *Clethrionomys glareolus* (Schreber, 1780). In Spagnesi M., Toso S. (eds.). *Iconografia dei mammiferi d'Italia*. Ministero dell'Ambiente, Istituto Nazionale Fauna Selvatica: 118.
- Capizzi D., Santini L., 1999c. Ghiro, *Glis glis* Linnaeus, 1766. In: Spagnesi M., Toso S. (eds.). *Iconografia dei mammiferi d'Italia*. Ministero dell'Ambiente, Istituto Nazionale Fauna Selvatica: 116.

- Capizzi D., Santini L., 1999d. Quercino, *Eliomys quercinus* (Linnaeus, 1766). In: Spagnesi M., Toso S. (eds.). Iconografia dei mammiferi d'Italia. Ministero dell'Ambiente, Istituto Nazionale Fauna Selvatica: 114.
- Carpaneto G.M., Fattorini S., 1999. Extinction of Scarab and Tenebrionid Beetles (Coleoptera Scarabeoidea; Coleoptera Tenebrionidae) in urban ecosystems: a case study of Roma (Italy). Atti IX Congr. Naz. S.It.E., Lecce, 14-17.9.1999: 157.
- Ceballos G., Brown J.H., 1995. Global patterns of mammalian diversity, endemism and endangerment. *Conserv. Biol.*, 9: 559-568.
- Celada C., 1995. Frammentazione degli ambienti e conservazione: approcci empirici e modelli. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, 22: 293-297.
- Celada C., Bogliani G., 1993. Breeding bird communities in fragmented wetlands. *Boll. Zool.*, 60: 73-80.
- Celada C., Bogliani G., Gariboldi A., Maracci A., 1994. Occupancy of isolated woodlots by the red squirrel *Sciurus vulgaris* L. in Italy. *Biol. Conserv.*, 69: 177-183.
- Centro Studi V. Giacomini, 2001. Uomini e Parchi oggi. Reti ecologiche. Quaderni di Gargnano, 4, 221 pp.
- Cerfolli F., Lombardi P., 2000. Verso la realizzazione della Rete Natura 2000. *Attenzione WWF*, 19: 11-13.
- Ceschin S., Caneva G., Lucchese F., 2003. Il paesaggio forestale. In: Caneva G., Travaglini C.M. (a cura di). Atlante storico-ambientale – Anzio e Nettuno. Provincia di Roma, Università Roma Tre, CROMA, De Luca Editori d'Arte, Roma: 58-64.
- Chapman J.L., Reiss M.J., 1994. *Ecologia. Principi e applicazioni*. Zanichelli editore S.p.A., Bologna, 359 pp.
- Chiozzi G., Marchetti G., 2000. Elevata mortalità di Poiane, *Buteo buteo*, per folgorazione lungo una linea elettrica. *Riv. ital. Orn.*, 70: 172-173.
- Cieslak M., 1985. Influence of forest size and other factors on breeding bird species number. *Ekologia Polska*, 33: 103-121.

-
- Cignini B., Riga F., 1997. Red Fox sightings in Rome. *Hystrix*, 9: 71-74.
- Cignini B., Zapparoli M., 1996. Atlante degli uccelli nidificanti a Roma. F.lli Palombi Editore, Roma, 126 pp.
- Clevenger A.P., Waltho N., 2000. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conserv. Biol.*, 14: 47-56.
- Cody M.L., 1986. Diversity, rarity, and conservation in mediterranean-climate regions. In: Soulé M.E. (ed.). *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts: 123-152.
- Contoli L., 1981. Approcci ecologici per la tutela della fauna mediante aree protette. In: Moroni A., Ravera O., Anelli A. (eds.). *Atti 1° Congr. Naz. S.It.E., Salsomaggiore Terme, 21-24.10.1980*.
- Contoli L., 1982. Sullo studio dei micromammiferi terragnoli nella dieta di uccelli rapaci. *Atti 1° Seminario italiano sui censimenti faunistici, Urbino, 21-22.9.1982*: 138-162.
- Contoli L., 1990. I boschi di Carrega. Idee e proposte per una gestione naturalistica. *Ambiente e natura del Po e degli Appennini*, 6: 22-24.
- Contoli L., 1995. Sulla Diversità biotica come manifestazione ecologica dell'entropia. *Atti Mem. Ente Fauna Siciliana*, 2: 23-86.
- Contoli L., 2001a. Interventi. Centro Studi V. Giacomini, 2001. *Uomini e Parchi oggi. Reti ecologiche. Quaderni di Gargnano*: 91-93.
- Contoli L., 2001b. Biodiversità e aree protette. *Natura e Montagna*, 48: 13-21.
- Contoli L., 2002. Aspetti evolutivi nella biodiversità e nella insularità ecologica di Roma. *Atti Convegni Lincei*, 182: 155-165.
- Contoli L., Lombardi G., Spada F., 1980. Piano per un Parco naturale nel territorio di Allumiere e Tolfa (Lazio). Provincia di Roma, Comunità montana Monti della Tolfa. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma.

- Cosentino A., 2001. La valorizzazione delle risorse ambientali nelle politiche di sviluppo - "la rete ecologica nazionale". Centro Studi V. Giacomini. Uomini e Parchi oggi. Reti ecologiche. Quaderni di Gargnano: 22-39.
- Cotterill S.E., Hannon S.J., 1999. No evidence of short-term effects of clear-cutting on artificial nest predation in boreal mixedwood forests. *Can. J. For. Res.*, 29: 1900-1910.
- Crooks K.R., 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conserv. Biol.*, 16: 488-502.
- Cunningham S.A., 2000. Effects of habitat fragmentation on the reproductive ecology of four plant species in mallee woodland. *Conserv. Biol.*, 14: 758-768.
- Davies K.F., Gascon C., Margules C.R., 2001. Habitat fragmentation: consequences, management, and future research priorities. In: Soulé M.E., Orians G.H., 2001 (eds.). *Conservation biology. Research priorities for the next decade*. Society for Conservation Biology, Island Press: 81-97.
- Debinski D.M., Holt R.D., 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conserv. Biol.*, 14: 342-355.
- Delfino M., Moltedo G., Morabito A. (a cura di), 2001. Conservazione di Lupo e Orso nei nuovi Parchi centro-appenninici. Legambiente Onlus, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Commissione Europea, DG Env. XI, Life97 NAT/IT/004141.
- Delin A.E., Andrén H., 1999. Effects of habitat fragmentation on Eurasian red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in a forest landscape. *Landscape Ecology*, 14: 67-72.
- Della Rocca F., Vignoli L., Bologna M.A., in stampa. Daily sampling as a valuable method to investigate the reproductive biology of elusive amphibians: the study case of *Salamandrina terdigitata* (Caudata: Salamandridae). *Journal of Zoology*.
- De Marinis A.M., Genovesi P., Spagnesi M., 1999. Martora, *Martes martes* (Linnaeus, 1758). In: Spagnesi M., Toso S. (eds.). *Iconografia dei mammiferi d'Italia*. Ministero dell'Ambiente, Istituto Nazionale Fauna Selvatica: 158-159.

-
- Desrochers A., Hannon S.J., 1997. Gap crossing decision by forest songbirds during the post-fledging period. *Conserv. Biol.*, 11: 1204-1210.
- Diamond J.M., 1973. Distributional ecology of New Guinea birds. *Science*, 179: 759-769.
- Diamond J.M., 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biol. Conserv.*, 7: 129-145.
- Diamond J.M., 1981. Flightlessness and fear of flying in island species. *Nature*, 293: 507-508.
- Dias P.C., 1996. Sources and sinks in population biology. *Trends Ecol. Evol.*, 11: 326-330.
- Dinetti M., 2000. *Infrastrutture ecologiche*. Il Verde Editoriale, Milano.
- Dinetti M., 2003. Importanza delle aree urbane per la conservazione dell'avifauna. *Avocetta*, 27: 64.
- Di Palma M.G., Riggio S., Russo G., Zava B., 1997. Note sui vertebrati delle "Gebbie" della città di Palermo. *Atti 1° Conv. Nazionale Fauna Urbana*, Roma, 12.4.1997: 261-263.
- Dobson A., Ralls K., Foster M., Soulé M.E., Simberloff D., Doak D., Estes J.A., Mills L.S., Mattson D., Dirzo R., Arita H., Ryan S., Norse E.A., Noss R.F., Johns D., 1999. Corridors: reconnecting fragmented landscapes. In: Soulé M.E., Terborgh J. (eds.). *Continental Conservation. The Wildland Project*. Island press, Washington D.C.: 129-170.
- Dooley J.L., Bowers M.A., 1996. Influences of patch size and microhabitat on the demography of two old-field rodents. *Oikos*, 75: 453-462.
- Downes S.J., Handasyde K.A., Elgar M.A., 1997. The use of corridors by mammals in fragmented australian eucalypt forests. *Conserv. Biol.*, 11: 718-726.
- Dunning J.B. Jr., Borgella R. Jr., Clements K., Meffe G.K., 1995. Patch isolation, corridor effects, and colonization by a resident sparrow in a managed pine woodland. *Conserv. Biol.*, 9: 542-550.

- Dupré E., Genovesi P., 1999. Orso bruno, *Ursus arctos* Linnaeus, 1758. In: Spagnesi M., Toso S. (eds.). Iconografia dei mammiferi d'Italia. Ministero dell'Ambiente, Istituto Nazionale Fauna Selvatica: 148-149.
- Durant S., 2000. Dispersal patterns, social organization and population viability. In: Gosling M.L., Sutherland W.J. (eds.). Behaviour and Conservation. Conservation Biology Series 2. Cambridge Univ. Press, Cambridge: 172-197.
- Esposito C., 1994. Il Lupo (*Canis lupus*) sui Monti Lepini (Lazio). Quad. Mus. St. nat. Patrica (FR), 4: 151-182.
- Esseen P.-A., Renhorn K.-E., 1998. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. *Conserv. Biol.*, 12: 1307-1317.
- Fahrig L., 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *J. Wildl. Manag.*, 61: 603-610.
- Fahrig L., Merriam G., 1994. Conservation of fragmented populations. *Conserv. Biol.*, 8: 50-59.
- Fahrig L., Pedlar J.H., Pope S.E., Taylor P.D., Wegner J.F., 1995. Effect of road traffic on amphibian density. *Biol. Conserv.*, 73: 177-182.
- Farina A., 1999. Integrating ecosystem's functions and spatial processes: the new conceptual framework of the landscape ecology. Atti IX Congr. Naz. S.It.E., Lecce, 14-17.9.1999: 35-36.
- Farina A., 2001. Ecologia del Paesaggio. Principi, metodi e applicazioni. UTET Libreria, Torino, 673 pp.
- Ferrari C., 2001. Biodiversità - dall'analisi alla gestione. Zanichelli editore S.p.A., Bologna, 135 pp.
- Fiacchini D., 2001. Contributo alla conoscenza dell'impatto delle infrastrutture viarie sulla piccola fauna (vertebrati). Il caso studio della bassa valle del fiume Misa (Marche). *Biologi Italiani*, 8: 15-19.
- Ficetola G.F., 2003. Determinanti nella struttura della meta-comunità di Anfibi nel-

-
- l'hinterland milanese. Abstract Workshop "Ecosistemi urbani: ecologia e gestione della fauna in città", Milano, 8.3.2003, Museo Civico di Storia Naturale: 21-22.
- Filpa A. (a cura di), 2000. Il Parco Nazionale dei Monti Sibillini nel sistema dell'Appennino. PROCAM, Facoltà di Architettura, Università degli studi di Camerino, Sala ed., Pescara, 153 pp.
- Foppen R., Geilen N., van der Sluis T., 1999. Towards a coherent habitat network for the Rhine. Presentation of a method for the evaluation of functional river corridors. IBN-DLO/RIZA, Ministry of Transport, public works and Water management. IBN-research report 99/1, ISSN 0928-6896.
- Forconi P., Fusari M., 2003. Linee guida per minimizzare l'impatto degli impianti eolici sui rapaci. *Avocetta*, 27: 146.
- Forman R.T.T., 1995. Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge Univ. Press.
- Forman R.T.T., 2000. Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conserv. Biol.*, 14: 31-35.
- Forman R.T.T., Galli A.E., Leck C.F., 1976. Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implications. *Oecologia*, 26: 1-8.
- Forman R.T.T., Godron M., 1986. Landscape Ecology. John Wiley, New York.
- Fornasari L., De Carli E., Brambilla S., Buvoli L., 2002. MITO2000: distribuzione geografica e ambientale delle specie comuni nidificanti in Italia. *Riv. ital. Orn.*, 72: 103-126.
- Franco D., 2000. Paesaggio, reti ecologiche ed agroforestazione. Il Verde editoriale, Milano, 316 pp.
- Franco D., 2003. Paesaggi sostenibili e biodiversità: motivi, obiettivi e opportunità di realizzazione delle reti ecologiche. *Genio rurale*, 10: 52-64.
- Friesen L., Cadman M.D., Mackay R.J., 1999. Nesting success of neotropical migrant songbird in a highly fragmented landscape. *Conserv. Biol.*, 13: 338-346.

- Futuyma D.J., 1979. *Biologia Evoluzionistica*. Zanichelli, Bologna, 469 pp.
- Galeotti P., Bernini F., Boano G., Pucci A., 2001. Progetto "GUFU E STRADE": risultati conclusivi 1996-2000. *Avocetta*, 25: 29.
- 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.
- Gambino R., Romano B., 2003. Territorial strategies and environmental continuity in mountain systems: The case of the Appennines (Italy). World heritage mountain protected area field workshop, Durban, South Africa, 5-8.9.2003, 15 pp.
- Game M., 1980. Best shape for nature reserves. *Nature*, 287: 630-632.
- Ganis P., 1991. La diversità specifica nelle comunità ecologiche – Concetti, metodi e programmi di calcolo. Quaderni del Gruppo Elaborazione Automatica Dati Ecologia Quantitativa, Dipartimento di Biologia, Università di Trieste, C.E.T.A. (International Center of Theoretical and Applied Ecology), GEAD-EQ, n. 10, 97 pp.
- Geneletti D., Pistocchi A., 2001. L'ecologia del paesaggio come metodo nella pianificazione territoriale: riflessioni su un caso di studio. *Genio rurale*, 1: 48-57.
- Genovesi P., 1999a. Gatto selvatico, *Felis silvestris* Schreber, 1777. In: Spagnesi M., Toso S. (eds.). *Iconografia dei mammiferi d'Italia*. Ministero dell'Ambiente, Istituto Nazionale Fauna Selvatica: 160-161.
- Genovesi P., 1999b. Lince, *Lynx lynx* (Linnaeus, 1758). In: Spagnesi M., Toso S. (eds.). *Iconografia dei mammiferi d'Italia*. Ministero dell'Ambiente, Istituto Nazionale Fauna Selvatica: 162-163.
- Gerlach G., Musolf K., 2000. Fragmentation of landscape as a cause for genetic subdivision in Bank Voles. *Conserv. Biol.*, 14: 1066-1074.
- Giacoma C., 1993. Analisi dei parametri ecologici che influenzano la diffusione degli anfibi in pianura padana. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, 23: 167-174.
- Gibbs J.P., 1998. Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. *Landscape Ecology*, 13: 236-238.

-
- Gill J.A., Sutherland W.J., 2000. Predicting the consequences of human disturbance from behavioural decisions. In: Gosling M.L., Sutherland W.J. (eds.). *Behaviour and Conservation*. Conservation Biology Series 2. Cambridge Univ. Press, Cambridge: 51-64.
- Gilpin M.E., Diamond J.M., 1980. Subdivision of nature reserves and the maintenance of species diversity. *Nature*, 285: 567-568.
- Gilpin M.E., Soulé M.E., 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. In: Soulé M.E. (ed.). *Conservation Biology*. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts: 19-34.
- Gimona A., 1999. Theoretical framework and practical tools for conservation of biodiversity at the landscape scale. *PLANECO Newsletter*, 2: 1-3.
- Gosling M.L., Sutherland W.J., 2000. *Behaviour and Conservation*. Conservation Biology Series 2. Cambridge Univ. Press, Cambridge, London, 438 pp.
- Goss-Custard J.D., Stillman R.A., West A.D., Mcgrorty S., Le V. Dit Durrell S.E.A., Caldow R.W.G., 2000. The role of behavioural models in predicting the ecological impact of harvesting. In: Gosling M.L., Sutherland W.J. (eds.). *Behaviour and Conservation*. Conservation Biology Series 2. Cambridge Univ. Press, Cambridge: 65-82.
- Gosselin F., 1996. Extinction in a simple source/sink system: application of new mathematical results. *Acta Oecologica*, 17: 563-584.
- Gratani L., Crescente M.F., 2000. Carta dell'Indice di Area Fogliare (LAI) del Comprensorio Tolfetano. In: Lombardi G., Recrosio A. (a cura di). *Modello di Piano per la tutela ambientale e lo sviluppo socio-economico di aree di interesse naturalistico*. Progetto per il territorio di Allumiere e Tolfa: 155-164.
- Gratani L., Foti I., 1998. Estimating forest structure and shade tolerance of the species in a mixed deciduous broad-leaved forest in Abruzzo, Italy. *Ann. Bot. Fennici*, 35: 75-83.
- Groppali R., 2001. Autostrade e avifauna. *Avocetta*, 25: 116.

- Groppali R., 2003. Corsie d'acqua. *Acer*, 5: 41-43.
- Guerrieri G., Castaldi A., 2003. Status, distribuzione e macrohabitat degli Strigiformi sui Monti della Tolfa (Italia centrale). *Avocetta*, 27: 24.
- Guidi A., 1999. Studio preliminare all'inquadramento di uso del suolo, flora e vegetazione nell'area compresa fra il limite della periferia urbana a nord-est di Roma, il fiume Tevere, il fiume Aniene e i Lucretili occidentali e sud-occidentali: elementi da considerare ai fini della tutela delle connessioni biologiche dell'area. In: Convezione ANPA - Provincia di Roma, Programma triennale 1998-2001, Monitoraggio delle reti ecologiche, caso studio n. 6: Area a nord est di Roma. Gruppo di lavoro: C. Battisti, A. Guidi, S. Panzarasa. Sito web: www.ecoreti.it.
- Guidi A., 2000. Metodi e uso consapevole dell'informazione tecnico-scientifica nella conservazione dei collegamenti biologici. In: Filpa A. (a cura di). *Il Lazio verso il nuovo sistema delle aree protette. Urbanistica Dossier*, 30: 20-25 (Suppl. *Urbanistica Informazioni*, 171).
- Guidi A., Naviglio L., Interdonato M., 2001. Analisi della qualità ambientale del Centro Ricerche ENEA della Casaccia, in base a dati floristici e vegetazionali, finalizzata a un piano di gestione del verde urbano e degli incolti. Rapporto tecnico ENEA – Divisione protezione dell'uomo e degli ecosistemi – Centro Ricerche Casaccia, Roma, RT/AMB/2001/26, ENEA, Comunicazione e Informazione, marzo 2002.
- Haas C.A., 1995. Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscapes. *Conserv. Biol.*, 9: 845-854.
- Haddad N.M., 1999. Corridor use predicted from behaviors at habitat boundaries. *Am. Nat.*, 153: 215-227.
- Haddad N.M., Rosenberg D.K., Noon B.R., 1999. On experimentation and the study of corridors: response to Beier and Noss. *Conserv. Biol.*, 14: 1543-1545.
- Haila Y., 1985. Birds as a tool in reserve planning. *Ornis Fennica*, 62: 96-100.
- Haila Y., Hanski I.K., 1984. Methodology for studying the effect of habitat fragmentation on land bird. *Ann. Zool. Fennici*, 21: 393-397.

-
- Haila Y., Hanski I.K., Raivio S., 1989. Methodology for studying the minimum area requirements of forest birds. *Ann. Zool. Fennici*, 26: 173-180.
- Hale M.L., Lurz P.W.W., Shirley M.D.F., Rushton S., Fuller R.M., Wolff K., 2001. Impact of landscape management on the genetic structure of Red Squirrel populations. *Science*, 293: 2246-2248.
- Hamilton L.S., 2000. Conserving mountain biodiversity in protected areas. *PLA-NECO newsletter*, 4: 1-5.
- Hannon S.J., Cotterill S.E., 1998. Nest predation in Aspen woodlots in an agricultural area in Alberta: the enemy from within. *The Auk*, 115: 16-25.
- Hanski I., 1986. Population dynamics of shrews on small islands accord with the equilibrium model. *Biol. J. Linnean Soc.*, 28: 23-36.
- Hanski I., 1994a. Patch-occupancy dynamics in fragmented landscapes. *Trends Ecol. Evol.*, 9: 131-135.
- Hanski I., 1994b. A practical model of metapopulation dynamics. *J. Anim. Ecol.*, 63: 151-162.
- Hanski I., 1998. Metapopulation dynamics. *Nature*, 396: 41-49.
- Hanski I., Moilanen A., Gyllenberg M., 1996. Minimum viable metapopulation size. *Am. Nat.*, 147: 527-541.
- Harris L.D., Silva-Lopez G., 1992. Forest fragmentation and the conservation of biological diversity. In: Fiedler P.L., Jain S.K. (eds.). *Conservation Biology*. Chapman and Hall, New York and London: 197-237.
- Harrison S., Bruna E., 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography*, 22: 225-232.
- Heaney L.R., 1989. The role of island biogeography in studying extinction likelihood among mammals. Abstract V International Theriological Congress, Roma, 22-29.8.1989: 700-701.

- Helle P., 1985. Effects of forest fragmentation on bird densities in northern boreal forests. *Ornis Fennica*, 62: 35-41.
- Henle K., Davies K.F., Kleyer M., Margules C., Settele J., 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation*, 13: 207-251.
- Hess G.R., 1994. Conservation corridors and contagious disease: a cautionary note. *Conserv. Biol.*, 8: 256-262.
- Higgs A.J., Usher M.B., 1980. Should nature reserves be large or small? *Nature*, 285: 568-569.
- Hill C.J., 1995. Linear strips of rain forest vegetation as potential dispersal corridors for rain forest insects. *Conserv. Biol.*, 9: 1559-1566.
- Hinsley S.A., Bellamy P.E., Newton I., 1995. Birds species turnover and stochastic extinction in woodland fragments. *Ecography*, 18: 41-50.
- Huhta E., Aho T., Jäntti A., Suorsa P., Kuitunen M., Nikula A., Hakkarainen H., 2004. Forest fragmentation increases nest predation in the Eurasian Treecreeper. *Conserv. Biol.*, 18: 148-155.
- Iaconelli M., 1999. Ripristino della diversità genetica di popolazioni italiane di Gambero di fiume (*Austropotamobius italicus*) e reintroduzione in parchi naturali dell'alto Lazio. Atti IX Congr. Naz. S.It.E., Lecce, 14-17.9.1999: 80.
- IBN-DLO (Institute for Forestry and Nature Research, The Netherland), 1996. Landscape networks for the survival of plants and animals. Brochure.
- Ielardi G., 2000. Quale rete ecologica? Dossier. *Parchi*, 29: 38-92.
- Isotti R., Cignini B., 1997. Considerazioni preliminari sulla distribuzione del Rospo smeraldino (*Bufo viridis*) nella città di Roma. Atti 1° Conv. Nazionale Fauna Urbana, Roma, 12.4.1997: 137-139.
- IUCN, 1996 (Nowel K., Jackson P., IUCN/SSC Cat Specialist Group eds.). The Wild Cats: status survey and conservation action plan, 406 pp.

-
- Jackson S.D., 1996. Underpass system for amphibians. In: Evink G.L., Garrett P., Zeigler D., Berry J., (eds.). Trends in addressing transportation related wildlife mortality. Proceedings of the transportation related wildlife mortality seminar. State of Florida Dept. of Transportation, Tallahassee.
- Jackson S.D., 2000. Overview of transportation impacts on wildlife movement and populations. In: Messmer T.A., West B., (eds.). Wildlife and Highways: seeking solutions to an ecological and socio-economic dilemma. The Wildlife Society: 7-20.
- Jackson S.D., Griffin C.R., 2000. A strategy for mitigating highway impacts on wildlife. In: Messmer T.A., West B., (eds.). Wildlife and Highways: seeking solutions to an ecological and socio-economic dilemma. The Wildlife Society: 143-159.
- James F.C., Shugart H.H., 1970. A quantitative method of habitat description. *Aud. Field Notes*, 24: 727-736.
- Janzen D.H., 1986. The eternal external threat. In: M.E. Soulé (ed.). *Conservation Biology*. Sinauer Associates Inc.. Sunderland, Massachusetts: 286-303.
- Jongman R.H.G., 1998. Ecological corridors in Europe. *PLANECO newsletter*, 1: 2-4.
- Kaiser J., 2001. Bold corridor project confronts political reality. *Science*, 293: 2196-2199.
- Kareiva P., Wennergren U., 1995. Connecting landscape patterns to ecosystem and population processes. *Nature*, 373: 299-302.
- Keyser A.J., Hill G.E., Soehren E.C., 1998. Effects of forest fragment size, nest density, and proximity to edge on the risk of predation to ground-nesting passerine birds. *Conserv. Biol.*, 12: 986-994.
- Kluza D.A., Griffin C.R., DeGraaf R.M., 2000. Housing developments in rural New England: effects on forest birds. *Animal Conserv.*, 3: 15-26.
- Knick S.T., Rotenberry J.T., 1995. Landscape characteristics of fragmented shrub-steppe habitats and breeding passerine birds. *Conserv. Biol.*, 9: 1059-1071.

- Kozakiewicz M., Gortat T., Kozakiewicz M., Barkowska M., 1999. Effects of habitat fragmentation on four rodent species in a Polish farm landscape. *Landscape Ecology*, 14: 391-400.
- Kozakiewicz M., Konopka J., 1989. Effect of habitat isolation on genetic structure of bank vole population. Abstract V International Theriological Congress, Roma, 22-29.8.1989: 1042-1043.
- Kubareva-Zacharova N.Y., Romanov M.S., 1998. The significance of forest fragments in higher Don ecosystems for the raptorial bird populations. *Biol. Cons. Fauna*, 102: 228.
- Laforteza R., Martimucci D., 2000. Lo studio ecologico del paesaggio mediterraneo con l'ausilio di un sistema informativo geografico. Atti 4° Convegno ASITA, Genova, 3-6.10.2000. Vol. II: 929-934.
- La Greca M., 1984. Le origini della fauna italiana. *Le Scienze*, 187: 66-79.
- La Marca O., Bertani R., Morgante L., Oradini A., 1994. Sui criteri per la perimetrazione delle aree protette in Italia. *Parchi*, 12: 60-64.
- Lambeck R.J., 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conserv. Biol.*, 11: 849-856.
- Landmann A., 1998. Tree-climbing in small urban greenspaces: habitat relationship and between year dynamics of patch utilization. *Biol. Cons. Fauna*, 102: 229.
- Laurance W.F., Yensen E., 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biol. Conserv.*, 55: 77-92.
- Levins R., 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bull. Entomol. Soc. Am.*, 15: 236-240.
- Libois R.M., 1996. The current situation of wild mammals in Belgium: an outline. *Hystrix*, 8: 35-41.
- Lindenmayer D.B., Nix H.A., 1993. Ecological principles for the design of wildlife corridors. *Conserv. Biol.*, 7: 627-630.

-
- Lloyd A.L., May R.M., 1996. Spatial heterogeneity in epidemic models. *J. Theor. Biol.*, 179: 1-11.
- Locatelli R., Paolucci P., 1998. Il Riccio (*Erinaceus europaeus* L., 1758) nel Parco regionale dei Colli Euganei (Padova): alimentazione e impatto del traffico stradale. In: Bon M., Mezzavilla F. (red.). Atti 2° Convegno Faunisti Veneti, Boll. Museo civ. St. Nat. Venezia, 48 (suppl): 94-99.
- Lomolino M.V., 2000. A species-based theory of insular zoogeography. *Global Ecol. Biogeogr. Lett.*, 9: 39-58.
- Longepierre S., Hailey A., Grenot C., 2001. Home range area in the tortoise *Testudo hermanni* in relation to habitat complexity: implications for conservation of biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 10: 1131-1140.
- Lorenzetti E., 2003. Effetti della frammentazione ambientale su comunità ornitiche di ambienti forestali e ipotesi di pianificazione territoriale: un caso studio nella Provincia di Roma. Tesi di Laurea in Scienze Biologiche, Università degli studi Roma Tre, Facoltà di Scienze Mat., Fis., Naturali. Anno accademico 2001/2002. Relatore: Dr. C. Battisti.
- Lovejoy T.E., Bierregaard R.O. Jr., Rylands A.B., Malcolm J.R., Quintela C.E., Harper L.H., Brown K.S. Jr., Powell A.H., Powell G.V.N., Schubart H.O.R., Hays M.B., 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: Soulé M.E. (ed.). *Conservation Biology. The science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts: 257-285.
- Luiselli L., Capizzi D., 1997. Effects of area, isolation, and habitat features on distribution of snakes in Mediterranean fragmented woodlands. *Biodiversity and Conservation*, 6: 1339-1351.
- MacArthur R.H., Wilson E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton Univ. Press, Princeton.
- MacDonald D.W., Barret P., 1993. *Mammals of Britain and Europe*. HarperCollins ed., London, 312 pp.

- Mace G.M., Baillie J.E.M., Beissinger S.R., Redford K.H., 2001. Assessment and management of species at risk. In: Soulé M.E., Orians G.H. (eds.). Conservation Biology. Research Priorities for the Next Decade. Society for Conservation Biology, Island press: 11- 29.
- Machtans C.S., Villard M.-A., Hannon S.J., 1996. Use of riparian buffer strips as a movement corridors by forest birds. *Conserv. Biol.*, 10: 1366-1379.
- MacMahon J.A., Holl K.D., 2001. Ecological restoration. A key to conservation biology's future. In: Soulé M.E., Orians G.H. (ed.). Conservation Biology. Research priorities for the next decade. Society for Conservation Biology, Island Press: 245-269.
- Magrini M., 2003. Considerazioni sul possibile impatto degli impianti eolici sulle popolazioni di rapaci dell'Appennino umbro-marchigiano. *Avocetta*, 27: 145.
- Malcevschi S., 1999. La rete ecologica della provincia di Milano. Quaderni del Piano per l'area metropolitana milanese, 4. Franco Angeli, Milano, 134 pp.
- Malcevschi S., 2001. Nuovi ecosistemi e Reti ecologiche. Centro Studi V. Giacomini. 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.
- Marchesi P., 1989. Roles and importance of passage ways for the Pine Marten (*Martes martes* L.) in heterogeneous environments. Abstract V International Theriological Congress, Roma, 22-29.8.1989: 708.
- Marchesi P., Pedrini P., Sergio F., Garavaglia R., 2001. Impatto delle linee elettriche sulla produttività di una popolazione di Gufo reale *Bubo bubo*. *Avocetta*, 25: 130.
- Marchiori S., Medagli P., Albano A., Mele C., Annese B., Accogli R., Scandura S., Minonne F., 1999. Un sistema di reti ecologiche nel Salento. Atti IX Congr. Naz. S.It.E., Lecce, 14-17.9.1999: 179-180.

- Margiocco C., 2001. Relazioni presentate. Centro Studi V. Giacomini, 2001. Uomini e Parchi oggi. Reti ecologiche. Quaderni di Gargnano: 15-18.
- Margules C., Higgs A.J., Rafe R.W., 1982. Modern biogeographic theory: are there any lessons for nature reserve design? *Biol. Conserv.*, 24: 115-128.
- Margules C., Usher M.B., 1981. Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. *Biol. Conserv.*, 21: 79-109.
- Martignago G., Zangobbo L., Silveri G., 1998. Status del Pellegrino (*Falco peregrinus*) sul Massiccio del Grappa. In: Bon M., Mezzavilla F. (red.). Atti 2° Convegno Faunisti Veneti, Boll. Museo civ. St. Nat. Venezia, 48 (suppl): 174-177.
- Mason F., Cerretti P., Tagliapietra A., Speight M.C.D., Zapparoli M., 2002. Invertebrati di una foresta della Pianura Padana. Bosco della Fontana. Primo Contributo. Conservazione Habitat Invertebrati, 1. Gianluigi Arcari Editore, Mantova, 176 pp.
- Massa R., 2000. Conservazione della natura: una visione da ecologi del paesaggio nell'anno 2000. Atti VI Congr. Naz. SIEP-IALE, Trieste, 1-2.6.00: 79-83.
- Massa R., 2001. Uso dei concetti di specie focale e di idoneità ambientale per la progettazione di una rete ecologica territoriale. Centro Studi V. Giacomini, 2001. Uomini e Parchi oggi. Reti ecologiche. Quaderni di Gargnano: 104-111.
- Massa R., Baietto M., Bani L., Bottoni L., 2000. Uso di specie focali quali indicatori per la individuazione di reti ecologiche. *Inf. Bot. Ital.*, 32, Suppl. 1: 26-30.
- Massa R., Bani L., Bottoni L., Fornasari L., 1998. An evaluation of lowland reserve effectiveness for forest birds conservation. *Biol. Cons. Fauna*, 102: 270-277.
- Massa R., Ingegnoli V., 1999 (a cura di). Biodiversità, Estinzione, Conservazione. UTET Libreria, Torino, 518 pp.
- Masseti M., 1995. Presence and distribution of the Stone Marten (*Martes foina*) Erxleben, 1777, on the island of Creete (Greece). *Hystrix*, 7: 73-78.
- Mastrorilli M., Barattieri M., Confalonieri A., 2002. Indagine ornitologica nell'oasi

- WWF "Le Foppe" (Trezzo sull'Adda, MI). Riv. ital. Orn., 72: 281-285.
- Mathias M.L., Gurnell J., 1998. Status and conservation of the Red Squirrel (*Sciurus vulgaris*) in Portugal. Hystrix, 10: 13-19.
- Matthysen E., 1998a. Population dynamics of Nuthatches in forest fragments: the impact of dispersal losses. Biol. Cons. Fauna, 102: 232.
- Matthysen E., 1998b. The Nuthatches. T & A.D. Poyser, London, 315 pp.
- Matthysen E., Adriaensen F., 1998. Forest size and isolation have no effect on reproductive success of Eurasian Nuthatches (*Sitta europaea*). The Auk, 115: 955-963.
- Matthysen E., Lens L., Van Dongen S., Verheyen G.R., Wauters L.A., Adriaensen F., Dhondt A.A., 1995. Diverse effects of forest fragmentation on a number of animal species. Belg. J. Zool., 125: 175-183.
- Mayr E., 1983. Evoluzione e varietà dei viventi. Piccola Biblioteca Einaudi, Torino, 292 pp.
- McCollin D., 1993. Avian distribution patterns in a fragmented wooded landscape (North Humberside, U.K.): the role of between-patch and within-patch structure. Glob. Ecol. Biogeogr. Letters, 3: 48-62.
- McGregor P.K., Peake T.M., Gilbert G., 2000. Communication, behaviour and conservation. In: Gosling M.L., Sutherland W.J. (eds.). Behaviour and Conservation. Conservation Biology Series 2. Cambridge Univ. Press, Cambridge: 261-280.
- Mech S.G., Hallett J.G., 2001. Evaluating the effectiveness of corridors: a genetic approach. Conserv. Biol., 15: 467-474.
- Melbourne B.A., Davies K.F., Margules C.R., Lindenmayer D.B., Saunders D.A., Wissel C., Henle K., 2004. Species survival in fragmented landscapes: where to from here? Biodiversity and Conservation, 13: 275-284.
- Middleton J., Merriam G., 1983. Distribution of woodland species in farmland woods. J. Appl. Ecol., 20: 625-644.
- Ministerio de Medio Ambiente, 1996. Sistema español de indicadores ambientales:

- subáreas de biodiversidad y bosque. Serie monografías, Madrid, España, 79 pp.
- Ministero dell'Ambiente, 1999. La valorizzazione delle risorse ambientali nelle politiche di sviluppo. "La rete ecologica nazionale". Note informative. Ministero dell'Ambiente, Servizio Conservazione Natura, 22 pp.
- Ministero dell'Ambiente, 2001-2002. AP-aree protette. Servizio Conservazione Natura, Carsa edizioni, 13 pp. (documento distribuito alla II Conferenza Nazionale delle Aree Naturali Protette, Torino, 12-13/10/2002).
- Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti, senza data. Strade e fauna selvatica: come migliorare la sicurezza. LIPU, Opuscolo divulgativo.
- Molinari P., Rotelli L., Catello M., Bassano B., 2001. Present status and distribution of the Eurasian Lynx (*Lynx lynx*) in the Italian Alps. *Hystrix*, 12: 3-9.
- Molinari-Jobin A., Zimmermann F., Breitenmoser-Wursten C., Capt S., Breitenmoser U., 2001. Present status and distribution of the Lynx in the Swiss Alps. *Hystrix*, 12: 17-27.
- Møller A.P., 1987. Breeding birds in habitat patches: random distribution of species and individuals? *J. Biogeogr.*, 14: 225-236.
- Moore N.W., Hooper M.D., 1975. On the number of bird species in British woods. *Biol. Conserv.*, 8: 239-250.
- Moschini R., 2000. Ai parchi un ruolo da protagonisti. *Parchi*, 29: 75-80.
- Mussner R., Plachter H., 2002. Methodological standards for nature conservation: case-study landscape planning. *J. Nat. Conserv.*, 10: 3-23.
- Nascetti G., 1999. Diversità genetica ed estinzione negli animali. Atti IX Congr. Naz. S.It.E., Lecce, 14-17.9.1999: 70.
- Natuhara Y., Imai C., 1999. Prediction of species richness of breeding birds by landscape-level factors of urban woods in Osaka Prefecture, Japan. *Biodiversity and Conservation*, 8: 239-253.
- Nevo E., 1989. Genetic diversity and the conservation of endangered species. Ab-

- stract V International Theriological Congress, Roma, 22-29.8.1989: 747.
- 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.
- Noss R.F., 1992. Issues of scale in conservation biology. In: Fiedler P.L., Jain S.K. (eds.). *Conservation Biology*. Chapman and Hall, New York and London: 239-250.
- Nour N., Van Damme R., Matthysen E., Dhondt A.A., 1999. Forest birds in forest fragments: are fragmentation effects independent of season? *Bird Study*, 46: 279-288.
- Odum E.P., 1988. *Basi di Ecologia*. Piccin, Padova, 544 pp.
- 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.
- Opdam P., Rijdsdijk G., Hustings F., 1985. Bird communities in small woods in an agricultural landscape: effects of area and isolation. *Biol. Conserv.*, 34: 333-352.
- Orians G.H., Soulé M.E., 2001. Introduction. In: Soulé M.E., Orians G.H. (eds.). *Conservation Biology*. Society for Conservation Biology, Island Press: 1-9.
- Orsomando E., Catorci A., 1999. Carta della vegetazione naturale potenziale dell'Umbria. Scala 1: 200.000. Regione dell'Umbria, Università di Camerino, 31 pp.
- Palomares F., 2001. Vegetation structure and prey abundance requirements of the Iberian Lynx: implications for the design of reserves and corridors. *J. Appl. Ecol.*, 38: 9-18.
- Panchetti F., Amori G., Carpaneto G.M., Sorace A., 2004. Activity patterns of the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in different Mediterranean ecosystems. *J. Zool.*, London: 262: 289-294.
- Panzarasa S., 2003. Pianificazione ecologica della Terra. *Prometeo*, 21: 117-122.

-
- Paolella A., 1999. Reti ecologiche. Dossier. Attenzione WWF, 16: I-XLIII.
- Papi R., Capizzi D., 1998. Effects of habitat isolation and forest management on bird communities in a mediterranean fragmented woodland. *Biol. Cons. Fauna*, 102: 290.
- Parisi V., 1972. Specie in estinzione. *Italia Nostra*, n. 11. Dispense, cicl. in propr.
- Pasitschniak-Arts M., Clark R.G., Messier F., 1998. Duck nesting success in a fragmented prairie landscape: is edge effect important? *Biol. Conserv.*, 85: 55-62.
- Patterson B.D., 1989. Species composition patterns on islands and their implications for conservation in reserves. Abstract V International Theriological Congress, Roma, 22-29.8.1989: 709-710.
- Pearson L.D., 1995. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. In: Harper J.L., Hawksworth D.L. (eds.). *Biodiversity - Measurements and estimations*. Chapman & Hall, London: 75-80.
- Penteriani V., 1996. *Il Gufo reale*. Edagricole, Calderini, Bologna, 172 pp.
- Perilli F., 1999. I sistemi territoriali ambientali. *Parchi*, 26: 36-44.
- Pertoldi C., Loeschcke V., Bo Madsen A., Randi E., Mucci N., 2001. Effects of habitat fragmentation on the Eurasian Badger (*Meles meles*) subpopulations in Denmark. *Hystrix*, 12: 1-6.
- Pickett S.T.A., Thompson J.N., 1978. Patch dynamics and the design of nature reserves. *Biol. Conserv.*, 13: 27-37.
- Piersma T., Baker A.J., 2000. Life history characteristics and the conservation of migratory shorebirds. In: Gosling M.L., Sutherland W.J. (eds.). *Behaviour and Conservation*. Conservation Biology Series 2. Cambridge Univ. Press, Cambridge: 105-124.
- Pimm S.L., 1986. Community stability and structure. In: Soulé M.E. (ed.). *Conservation Biology*. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachussets: 309-329.
- Pinchera F., Campanelli F., 2002. *Strade e fauna: riduzione di rischi nelle aree naturali e protette*. ANPA/PREV, Roma. Bozza preliminare in corso di revisione,

febbraio 2002, 27 pp.

Pompilio L., 1998. Analysis of the avifauna of urban parks: preliminary results of an insular biogeography approach. *Biol. Cons. Fauna*, 102: 177.

Posillico M., Petrella A., Sammarone L., Potena G., 2002. Piano preliminare di conservazione dell'Orso bruno (*Ursus arctos* L. 1758). Prodotto identificabile del Progetto LIFENAT 99/IT/006244. Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, Commissione Europea, 48 pp.

Posillico M., Serafini P., Lovari S., 1995. Activity patterns of the Stone Marten *Martes foina* Erxleben, 1977, in relation to some environmental factors. *Hystrix*, 7: 79-97.

Prendergast J.R., Quinn R.M., Lawton J.H., 1998. The gaps between theory and practice in selecting nature reserves. *Conserv. Biol.*, 13: 484-492.

Prigioni C., Fumagalli R., Barrasso P., Ottino P., Guberti V., De Marco M.A., Amicarella M., 1992. La Lontra: specie minacciata in Italia. Ministero dell'Agricoltura e delle Foreste, Corpo Forestale dello Stato, Collana verde, 89, 77 pp.

Properzi P., Romano B., Tamburini G., 2002. Evaluation of urban fragmentation in the ecosystems. Researchnews, PLANECO project, n. 2 (info: <http://dau.ing.univaq.it/planeco>).

Provincia di Roma, 1998. Piano territoriale di coordinamento provinciale. Parte seconda: il Ptcp strutturale. Vol. 1: 42-55.

Puglisi L., Adamo M.C., Baldaccini N.E., 2003. Materiali per una strategia di conservazione del Tarabuso (*Botaurus stellaris*) nidificante in Italia. *Avocetta*, 27: 129.

Pulliam H.R., 1988. Sources, sinks, and population regulation. *Am. Nat.*, 132: 652-661.

Pungetti G., 1998. Protezione globale. *Acer*, 6: 82-83.

Pungetti G., 2001. Politiche e progetti europei per le reti ecologiche. Centro Studi V. Giacomini, 2001. Uomini e Parchi oggi. Reti ecologiche. Quaderni di Gar-

gnano: 145-153.

- Rajska-Jurgiel E., Kot J., 1989. Landscape structure and populations of woodland rodents. Abstract V International Theriological Congress, Roma, 22-29.8.1989: 771.
- Randi E., 1993. Genetica delle piccole popolazioni. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 21: 151-166.
- Ranius T., 2000. Minimum viable metapopulation size of a beetle *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Animal Conserv.*, 3: 37-43.
- Rapoport E., 1982. Areography. Geographical strategies of species. Pergamon, New York, 255 pp.
- Raup D.M., 1994. L'estinzione. Cattivi geni o cattiva sorte? Piccola Biblioteca Einaudi, Torino, 179 pp.
- Reed R.A., Johnson-Barnard J., Baker W.L., 1996. Fragmentation of a forested Rocky mountain landscape, 1950 - 1993. *Biol. Conserv.*, 75: 267-277.
- 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 di vertebrati, attraverso l'osservazione di casi di studio. Relazione finale, ANPA, Roma, 26.8.2000.
- Reggiani G., Boitani L., Amori G., 2001. I "contenuti" ecologici di una rete ecologica. Centro Studi V. Giacomini, 2001. Uomini e Parchi oggi. Reti ecologiche. Quaderni di Gargnano, 4: 74-83.
- Regione Lazio, 1998. Legge Regionale n. 17/97, articolo 10. Approvazione Piano Faunistico Venatorio Regionale. Delib. Cons. Reg. n. 450 del 29.7.1998. Bollettino Ufficiale della Regione Lazio, a. XXIX, 20.8.1998, p. I-II: 16.
- Renjifo L.M., 1999. Composition changes in subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conserv. Biol.*, 13: 1124-1139.
- Reuther C., 1995. Habitat networking: a new chance for the Otter in Europe?

- Hystrix, 7: 229-238.
- Righetti A., 2001. La rete ecologica in Svizzera. Centro Studi V. Giacomini, Uomini e Parchi oggi. Reti ecologiche. Quaderni di Gargnano, 4: 154-160.
- Robinson G.R., Holt R.D., Gaines M.S., Hamburg S.P., Johnson M.L., Fitch H.S., Martinko E.A., 1992. Diverse and contrasting effects of habitat fragmentation. *Science*, 257: 524-526.
- Robinson J.G., Bennett E.L., 2000 (eds.). *Hunting for sustainability in tropical forests*. Columbia Univ. Press, New York, 582 pp.
- Robinson S.K., 1998. Another threat posed by forest fragmentation: reduced food supply. *The Auk*, 115: 1-3.
- Rodríguez A., Andrén H., 1999. A comparison of Eurasian red squirrel distribution in different fragmented landscapes. *J. Appl. Ecol.*, 36: 649-662.
- Rolando A., 1986. La teoria della nicchia: prospettive e problemi in ornitologia. *Avocetta*, 10: 1-36.
- Romano B., 1996. *Oltre i Parchi. La rete verde regionale*. DAU. Università de L'Aquila. Andromeda editrice, Colledara (TE), 78 pp.
- Romano B., 1997. La continuità ambientale in Italia, corridoi ecologici per i parchi e le aree protette. Atti XVIII Conf. Ital. Sc. Reg. "Europa e Mediterraneo", Vol. III, Siracusa, 8-11.10.1997: 179-193.
- Romano B., 1999. Dalla continuità ambientale alle reti ecologiche. *Parchi*, 27: 58-62.
- Romano B., 2000. *Continuità ambientale*. Andromeda editrice, Colledara (TE), 239 pp.
- Romano B., 2001. *Continuità e reticolarità ambientali: nuovi protagonisti del piano territoriale*. Centro Studi V. Giacomini. Uomini e Parchi oggi. Reti ecologiche. Quaderni di Gargnano, 4: 61-70.
- Romano B., 2003. In Sud Africa il Quarto Congresso Mondiale sulle Aree Protette.

- De Rerum Naturae, Cogecstre ed., Pescara, dicembre 2003.
- Romano B., Tamburini G. (a cura di), 2002. Pianificare l'assetto ambientale. Università degli studi de L'Aquila, Dipartimento di Architettura e Urbanistica, Andromeda ed., Colledara (TE), 79 pp.
- Romano B., Tamburini G. (a cura di), 2003. Sirente-Velino. Un'area protetta nella rete ecologica dell'Appennino. Studi preliminari al piano del parco naturale regionale. Dipartimento di Architettura e Urbanistica, Andromeda ed., Colledara (TE), 111 pp.
- Roos de A.M., McCauley E., Wilson W.G., 1998. Pattern formation and the spatial scale of interaction between predators and their prey. *Theor. Popul. Biol.*, 53: 108-130.
- Rossi O., Zocchi A., 1997. Biodiversità e Carta della Natura. Atti 1° Conf. Naz. Aree naturali protette, Min. Amb., Roma, 25-28.9.1997: 171-172.
- Rossi O., Zurlini G., 1998. Il sistema di conoscenze di Carta della Natura: una opportunità da non mancare. *Parchi*, 23: 70-72.
- Rubolini D., Bogliani G., Bontardelli L., Giordano V., Lazzarini M., Furlanetto D., 2003. I Picchi *Picidae* come indicatori di biodiversità animale in boschi pianiziali. *Avocetta*, 27: 119.
- Rubolini D., Gustin M., Garavaglia R., Bogliani G., 2001. Uccelli e linee elettriche: collisione, folgorazione e ricerca in Italia. *Avocetta*, 25: 129.
- Ruiz-Miranda C.R., 2003. Behavioral aspects of habitat fragmentation. Abstract XXVIII Int. Ethol. Conference, Florianopolis, Brazil. *Revista de Etologia*, Suppl., 5: 18.
- Sacchi O., Meriggi A., 1995. Habitat requirements of the Stone Marten (*Martes foina*) on the tyrrhenian slopes of the Northern Appennines. *Hystrix*, 7: 99-104.
- Sanderson E.W., Redford K.H., Vedder A., Coppolillo P.B., Ward S.E., 2002. A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and Urban Planning*, 58: 41-56.
- Santini E., 2003. Proposta di iter metodologico per la pianificazione di una Rete ecologica a scala locale: caso studio fra Alto Lazio e Bassa Toscana. Tesi di Laurea in Scienze Ambientali, Facoltà di Scienze Mat., Fis., Naturali, Università di Viterbo.

Anno accademico 2001/2002. Relatore: Prof. G. Nascetti; correlatore: Dr. C. Battisti. Santini E., Battisti C., Nascetti G., 2003. Test di idoneità. *Acer*, 3: 32-36.

Santolini R., De Carli E., Buvoli L., Pasini G., Fornasari L., 2003. Effetti delle colture agrarie sulla distribuzione di alcune specie di Passeriformi in base ai dati MITO 2000. *Avocetta*, 27: 73.

Santolini R., Gibelli G., Pasini G., 2000. Approccio metodologico per la definizione di una rete ecologica attraverso il modello geostatistico: il caso di studio dell'area tra il parco delle Groane ed il Parco della Valle del Lambro. Atti VI Congr. Naz. SIEP-IALE, 1-2.6.00, Trieste: 130-157.

Sarà M., 1998. I mammiferi delle isole del Mediterraneo. L'Epos Soc. Ed., Palermo, 166 pp.

Sarà M., 2000. Ghiri in Sicilia - ecologia e conservazione. WWF, Dip. Biol. Animale, Università di Palermo, 122 pp.

Saunders D.A., Hobbs R.J., Margules C.R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv. Biol.*, 5: 18-32.

Scalera R., 2003. Anfibi e rettili italiani. Elementi di tutela e conservazione. Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, Corpo Forestale dello Stato, Collana verde, 104, 232 pp.

Scalercio S., 2001. Biodiversità e sinecologia dei Lepidotteri Ropaloceri in un paesaggio mediterraneo: la Sila Greca (Italia, Calabria)(Lepidoptera Hesperoidea, Papilionoidea). *Riv. Mus. Civ. St. Nat. "E. Caffi"*, Bergamo, 20: 13-31.

Scarascia Mugnozza, G.T. 2001. Prologo e sommario. In: Aa. Vv., Il sistema ambientale della Tenuta Presidenziale di Castelporziano Vol. 1. Accademia Nazionale delle Scienze detta dei Quaranta, Roma: XLV-LXXII.

Scaravelli D., 2003. Il Riccio in città. Abstract Workshop "Ecosistemi urbani: ecologia e gestione della fauna in città", Milano, 8.3.2003, Museo Civico di Storia Naturale.

- Scaravelli D., Aloise G., 1995. Predation on dormice in Italy. *Hystrix*, 6: 245-255.
- Scaravelli D., Di Girolamo A., 1997. La colonizzazione delle città romagnole da parte di *Sciurus vulgaris* L., 1758. Atti 1° Conv. Nazionale Fauna Urbana, Roma, 12.4.1997: 233-234.
- Schonewald-Cox C., Buechner M., 1992. Park protection and public roads. In: Fiedler P.L., Jain S.K. (eds.). *Conservation Biology*. Chapman and Hall, New York and London: 373-395.
- Scoccianti C., 2001. *Amphibia: aspetti di ecologia della conservazione*. WWF Italia, Sezione Toscana. Editore Guido Persichino Grafica, Firenze, XIII+430 pp.
- Scott J.M., Jennings M.D., 1997. A description of the National Gap Analysis Program. [http:// www.gap.uidaho.edu/About/Overview/GapDescription/default.htm](http://www.gap.uidaho.edu/About/Overview/GapDescription/default.htm)
- Seal U.S., Mace G., Foose T.J., 1989. Population viability analysis (PVA) for the intensive management and conservation of small population in the wild and in captivity. Abstract V International Theriological Congress, Roma, 22-29.8.1989: 715-717.
- Semenzato M., Amato S., 1998. Comunità di uccelli nidificanti e svernanti nei boschi planiziari del Veneto centro-orientale (Italia N-E). In: Bon M., Mezzavilla F. (red.). Atti 2° Conv. Faunisti Veneti. Associazione Faunisti Veneti. Boll. Museo civ. St. Nat. Venezia, 48 (suppl): 54-62.
- Semenzato M., Zanetti M., Richard J., Borgoni N., 1998. Distribuzione storica ed attuale di *Emys orbicularis* e osservazioni sulla recente diffusione di *Trachemys scripta* nel Veneto. In: Bon M., Mezzavilla F. (red.). Atti 2° Conv. Faunisti Veneti. Associazione Faunisti Veneti. Boll. Museo civ. St. Nat. Venezia, 48 (suppl): 155-160.
- Serio-Silva J.C., Rico-Gray V., 2002. Interacting effects of forest fragmentation and howler monkey foraging on germination and dispersal of fig seeds. *Oryx*, 36: 266-271.
- Simberloff D., 1994. Habitat fragmentation and population extinction of birds. *Ibis*, 137: S105-S111.
- Simberloff D.S., Abele L.G., 1976. Island biogeography theory and conservation

- practice. *Science*, 191: 285-286.
- Simberloff D.S., Abele L.G., 1982. Refuge design and island biogeographic theory: effects of fragmentation. *Am. Nat.*, 120: 41-50.
- Sisk T.D., Haddad N.M., Ehrlich P.R., 1997. Bird assemblages in patchy woodlands: modeling the effects of edge and matrix habitat. *Ecological Applications*, 7: 1170-1180.
- Smith A.T., 1989. Deterministic processes in mammalian colonization. Abstract V International Theriological Congress, Roma, 22-29.8.1989: 239.
- Soulé M.E., 1986. *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates Inc., Sunderland, Massachusetts.
- Soulé M.E., 1991. Theory and strategies. In: Hudson W.E. (ed.). *Landscape linkages and biodiversity*. Island press: 91-104.
- Soulé M.E., Bolger D.T., Alberts A.C., Wright J., Sorice M., Hills S., 1988. Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral requiring birds in urban habitat islands. *Conserv. Biol.*, 2: 75-92.
- Soulé M.E., Orians G.H., 2001. Conservation biology research: Its challenges and contexts. In: Soulé M.E., Orians G.H. (eds.). *Conservation Biology. Research priorities for the next decade*. Society for Conservation Biology, Island press: 271-285.
- Soulé M.E., Simberloff D., 1986. What to do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? *Biol. Conserv.*, 35: 19-40.
- Soulé M.E., Terborgh J., 1999. *Continental Conservation. The Wildland Project*. Island press, Washington D.C., 209 pp.
- Spagnesi M., 1999. Lontra, *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758). In: Spagnesi M., Toso S. (eds.). *Iconografia dei mammiferi d'Italia*. Ministero dell'Ambiente, Istituto Nazionale Fauna Selvatica: 155-156.
- Spellerberg I.F., 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. *Global Ecol. Biogeogr. Lett.*, 7: 317-333.

-
- Spellerberg I.F., Sawyer J.W.D., 1999. An introduction to applied biogeography. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 243 pp.
- St. Clair C.C., Bélisle M., Desrochers A., Hannon S., 1998. Winter responses of forest birds to habitat corridors and gaps. *Conservation Ecology* [on line], 2: 13.
- Stratford J.A., Stouffer P.C., 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conserv. Biol.*, 13: 1416-1423.
- Sutcliffe O.L., Thomas C.D., 1996. Open corridors appear to facilitate dispersal by Ringlet Butterflies (*Aphantopus hyperantus*) between woodland clearings. *Conserv. Biol.*, 10: 1359-1365.
- Taffon D., 2004. Criteri oggettivi per l'individuazione di aree protette: un approccio multiscala utilizzando gli uccelli come indicatori nella Provincia di Roma. Tesi di Laurea in Scienze Biologiche, Università degli studi Roma Tre, Facoltà di Scienze Mat., Fis., Naturali. Anno accademico 2002/2003. Relatore: Dr. C. Battisti.
- Telleria J.L., Santos T., 1999. Distribution of birds in fragments of Mediterranean forests: the role of ecological densities. *Ecography*, 22: 13-19.
- Terzi M., 2000. Parco Nazionale dell'Alta Murgia: considerazioni per la conservazione della biodiversità. *Genio rurale*, 1: 3-9.
- Tewksbury J.J., Levey D.J., Haddad N.M., Sargent S., Orrock J.L., Weldon A., Danielson B.J., Brinkerhoff J., Damschen E.I., Townsend P., 2002. Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. *Proc. Natl. Acad. Sci. (U.S.A.)*, 99: 12923-12926.
- Thomas C.D., 1994. Extinction, colonization, and metapopulations: environmental tracking by rare species. *Conserv. Biol.*, 8: 373-378.
- Thomas C.D., Baguette M., Lewis O.T., 2000. Butterfly movement and conservation in patchy landscapes. In: Gosling M.L., Sutherland W.J. (eds.). *Behaviour and Conservation. Conservation Biology Series 2*. Cambridge Univ. Press, Cambridge: 85-104.

- Tilman D., May R.M., Lehman C.L., Nowak M.A., 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature*, 371: 65-66.
- Tinarelli R., Tirelli E., 2003. Mortalità dell'avifauna dovuta a linee elettriche a media tensione in tre aree dell'Appennino bolognese. *Avocetta*, 27: 77.
- Tormen G., Somnavilla G., 1998. Situazione storica e nuove segnalazioni di Orso bruno (*Ursus arctos*) in Provincia di Belluno. In: Bon M., Mezzavilla F. (red.). Atti 2° Conv. Faunisti Veneti. Associazione Faunisti Veneti. Boll. Museo civ. St. Nat. Venezia, 48 (suppl): 112-120.
- Trombulak S.C., Frissel C.A., 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conserv. Biol.*, 14: 18-30.
- Tuytens F.A.M., MacDonald D.W., 2000. Consequences of social perturbation for wildlife management and conservation. In: Gosling M.L., Sutherland W.J. (eds.). *Behaviour and Conservation*. Conservation Biology Series 2. Cambridge Univ. Press, Cambridge: 315-329.
- UNCED (United Nations Conference on Environment and Development), 1992. Agenda 21. Action plan for the next century, Rio de Janeiro.
- van Langevelde F., 2000. Scale of habitat connectivity and colonization in fragmented nuthatch populations. *Ecography*, 23: 614-622.
- van Langevelde F., van der Knaap W.G.M., Claassen G.D.H., 1998. Comparing connectivity in landscape networks. *Environment and Planning B: Planning and Design*, 25: 849-863.
- Villard M.-A., 1998. On forest-interior species, edge avoidance, area sensitivity, and dogma in avian conservation. *The Auk*, 115: 801-805.
- Villard M.-A., Merriam G., Maurer B.A., 1995. Dynamics in subdivided populations of neotropical migratory birds in a fragmented temperate forest. *Ecology*, 76: 27-40.
- Villard M.-A., Trzcinski M.K., Merriam G., 1999. Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conserv. Biol.*, 13: 774-783.
- Virgós E., Tellería J.L., Santos T., 2002. A comparison on the response to forest

- fragmentation by medium-sized Iberian carnivores in central Spain. *Biodiversity and Conservation*, 11: 1063-1079.
- Wauthers L., Dhondt A.A., 1992. Immigration pattern and success in red squirrels. *Behav. Ecol. Sociobiol.*, 33: 159-167.
- Wiens J.A., 1976. Population responses to patchy environments. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 7: 81-120.
- Wiens J.A., 1994. Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation. *Ibis*, 137: S97-S104.
- 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.
- Wilcox B.A., Murphy D.D., 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *Am. Nat.*, 125: 879-887.
- Williams P.H., 1998. Key sites for conservation: area-selection methods for biodiversity. In: Mace G.M., Balmford A., Ginsberg J.R. (eds.). *Conservation in a changing world*. Conservation Biology Series 1. Cambridge Univ. Press, Cambridge: 211-249.
- Wilson E.O., 1993. *La diversità della vita*. Rizzoli, Milano, 472 pp.
- Winter M., Faaborg J., 1999. Patterns of area sensitivity in grassland - nesting birds. *Conserv. Biol.*, 13: 1424-1436.
- Wölfl M., Kaczensky P., 2001. Present status and distribution of the Lynx in the German Alps. *Hystrix*, 12: 39-41.
- Woodroffe R., Ginsberg J.R., 2000. Ranging behaviour and vulnerability to extinction in carnivores. In: Gosling M.L., Sutherland W.J. (eds.). *Behaviour and Conservation*. Conservation Biology Series 2. Cambridge Univ. Press, Cambridge: 125-140.
- WWF (World Wildlife Fund), 2000. *The Global 200 Ecoregions. A User's guide*. Washington, D.C. USA, 32 pp.

- Yanes M., Velasco J., Suárez F., 1995. Permeability of roads and railways to vertebrates: the importance of culverts. *Biol. Conserv.*, 71: 217-222.
- Yu J., Dobson F.S., 2000. Seven forms of rarity in mammals. *J. Biogeogr.*, 27: 131-139.
- Zanetti M., 1998. Segnalazioni di presenza del Capriolo, *Capreolus capreolus*, nella Pianura veneta orientale. In: Bon M., Mezzavilla F. (red.). *Atti 2° Conv. Faunisti Veneti*. Associazione Faunisti Veneti. *Boll. Museo civ. St. Nat. Venezia*, 48 (suppl): 121.
- Zapparoli M., 1997. *Gli Insetti di Roma*. F.lli Palombi Editori, Roma, 358 pp.
- Zapparoli M., 2002a. Insetti ed altri artropodi negli ecosistemi urbani europei: significato e riflessioni su alcuni aspetti faunistici ed ecologici. *Atti Convegni Lincei*, 182: 201-220.
- Zapparoli M., 2002b. La fauna urbana. In: Minelli A., Chemini C., Argano R., Ruffo S. (eds.). *La fauna in Italia*. Touring Club Editore, Milano e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Roma: 204-224.
- Zapparoli M., Amori G., Battisti C., 2003. Mammiferi come indicatori di frammentazione ambientale in aree urbane: il caso di Roma. *Abstract Workshop "Ecosistemi urbani: ecologia e gestione della fauna in città"*, Milano, 8.3.2003, Museo Civico di Storia Naturale: 34-35.
- Zilli A., 1997. Il turnover delle faune lepidotterologiche in ambiente urbano: dinamiche a confronto ed effetti nell'hinterland. In: Bologna M.A., Carpaneto G.M., Cignini B. (a cura di). *Atti 1° Conv. Nazionale Fauna Urbana*, Roma, 12.4.1997, F.lli Palombi Editori: 73-81.