

Un bio-indicatore per la valutazione della qualità forestale e della frammentazione del paesaggio

Elena Frederika Kappers⁽¹⁾, Alberto Fanfani⁽¹⁾, Luca Salvati*⁽²⁾

(1) Università degli studi di Roma "La Sapienza", Dipartimento di Biologia e Biotecnologie "Charles Darwin", Roma (Italy); (2) Consiglio per la Ricerca in Agricoltura, Centro per lo studio delle Relazioni Pianta-Suolo, Roma (Italy) - *Corresponding Author: Luca Salvati (bayes00@yahoo.it)

Abstract: *A bio-indicator for the evaluation of forest quality and landscape fragmentation.* Intensive agricultural practices, as well as tourism development, summer fires, urbanization and air pollution represent a serious threat for many woodlands in Mediterranean Europe. Tawny owls, *Strix aluco*, is a valuable indicator of habitat quality and shows high sensitivity to wood fragmentation. Assessing the association between Tawny owls and their habitat may provide useful tools for conservation and management of forested habitats. Populations of woodland birds are influenced by forest characteristics, wood proportion being a key factor explaining breeding density and regularity in nest spacing. Populations of the Tawny Owl reach their highest densities in old deciduous forests. The distribution of territories remains almost constant for many years, and the period during which any particular wood maintains suitable conditions for nesting depends on factors like tree species and management, especially on the timing and extent of thinning. To assure the maintenance of good habitat quality in most woodlands, regulation of water diversion, prevention of summer fires, and a general reduction of human activities inside forests seem to be useful conservation tools.

Keywords: Biodiversity, Landscape, Mediterranean, Bio-indicator

Received: May 20, 2013; Accepted: Sep 23, 2013; Published online: Nov 04, 2013

Citation: Kappers EF, Fanfani A, Salvati L, 2013. Un bio-indicatore per la valutazione della qualità forestale e della frammentazione del paesaggio. *Forest@* 10: 94-102 [online 2013-11-04] URL: <http://www.sisef.it/forest@/contents/?id=efor1040-010>

Introduzione

La frammentazione ambientale è un processo dinamico dovuto a cause antropiche e conduce ad una suddivisione della copertura boschiva in frammenti più o meno separati e progressivamente isolati. La frammentazione interviene così sull'eterogeneità del paesaggio portando all'accostamento più o meno marcato di ecosistemi naturali, seminaturali e artificiali con conseguenze a tutti i livelli di organizzazione ecologica (Debinski & Holt 2000, Farina 2001). La frammentazione degli ambienti naturali costituisce una grave minaccia per la diversità biologica. Essa influisce su popolazioni animali e vegetali, influenzando gli spostamenti degli individui e la loro presenza, abbondanza e persistenza con conseguenze a livello di comunità e di ecosistema (Wilcove et al. 1986, Soulé & Orians 2001). Gli effetti della fram-

mentazione sono riscontrabili a scale geografiche differenti. Alla scala di paesaggio la frammentazione porta alla strutturazione di "eco-mosaici" nei quali è possibile distinguere una matrice antropica, formata per la scomparsa o alterazione di preesistenti tipologie vegetazionali, all'interno della quale sono collocati i frammenti residui (Forman 1995).

La matrice non si amplia casualmente, infatti sono le aree più favorevoli alle attività umane che vengono trasformate più rapidamente (Saunders et al. 1991, Soulé & Orians 2001). I frammenti di grandi dimensioni hanno una maggiore ricchezza di habitat, quindi una maggiore disponibilità di risorse può supportare popolazioni più numerose rispetto a frammenti di dimensioni minori. Unità relitte, soprattutto se di piccole dimensioni, possono andare incontro ad alterazioni micro-climatiche e mutamen-

ti dei parametri abiotici con conseguenze sulla componente biotica. Un'area di ridotte dimensioni è, infatti, maggiormente soggetta a luminosità, variazioni di umidità, regime dei venti, sbalzi di temperature rispetto ad unità ecosistemiche dello stesso tipo di più ampie dimensioni. In aree relitte di dimensioni contenute, quindi, si verifica una riduzione fisica degli habitat disponibili, con un conseguente aumento della probabilità di estinzione di specie, poiché la superficie può essere insufficiente a mantenere una popolazione vitale (Battisti 2004).

Gli effetti della frammentazione ambientale sono specie-specifici (Celada 1995), e la frammentazione influenza, a livello individuale, il comportamento e i movimenti di molte specie animali (Hanski 1994). La capacità di persistenza delle specie animali in ambienti frammentati dipende così sia dalle caratteristiche eco-etologiche 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 & Bowers 1996, Debinski & Holt 2000).

Tra le caratteristiche intrinseche alle specie necessarie a valutare la sensibilità di ciascuna al processo di frammentazione si possono considerare: l'ampiezza di nicchia, le dimensioni dell'*home-range*, l'uso dei frammenti del mosaico ambientale, la predisposizione a disperdersi (Bright 1993, Dooley & Bowers 1996).

Le specie con popolazioni poco numerose, che hanno bisogno di aree di rilevante estensione, che sono soggette a fluttuazioni demografiche, che hanno un basso potenziale riproduttivo e una capacità dispersiva limitata, oltre che una elevata specializzazione, possono rientrare tra le specie intrinsecamente più sensibili al processo di frammentazione (Battisti 2004). Le specie possono essere distinte in tipi ecologicamente differenti sulla base del loro legame a condizioni presenti nei frammenti e alla loro sensibilità all'effetto margine (Wilcove et al. 1986). Molti rapaci forestali, legati anche ad ambienti aperti, sono relativamente abili a disperdersi in paesaggi con un certo grado di frammentazione, incorporando più frammenti all'interno del loro *home-range* e compensando così la perdita di habitat idoneo dovuta a frammentazione (McCullin 1993). Capita infatti che individui di queste specie possano essere trovati in piccoli frammenti utilizzati come *stepping-stones* per le loro dinamiche a più ampia scala di paesaggio (Desrochers & Hannon 1997). Le *stepping stones* sono frammenti di habitat ottimale che possono fungere da aree di sosta e rifugio per determinate specie alta-

mente vagili. Tra queste ritroviamo specie abili ad effettuare movimenti a medio o breve raggio attraverso ambienti non idonei, ma anche specie che compiono spostamenti a lungo raggio.

Alcune specie legate ad ecosistemi forestali maturi mostrano una accentuata sensibilità alla variabile superficie del frammento. Tra queste vi sono alcuni grandi predatori, piciformi, ed anche alcuni passeriformi relativamente diffusi (Hinsley et al. 1995). La qualità ambientale può incidere sulla riduzione dell'idoneità ecologica di frammenti residui di habitat per determinate specie. Gli incendi e la ceduzione in aree forestali, gli stress ecologici dovuti all'abbassamento della falda freatica o a oscillazioni improvvise del livello delle acque in aree umide sono tra i disturbi di origine antropica che possono provocare effetti disastrosi in ecosistemi residui presenti in paesaggi frammentati (Battisti 2004).

La mitigazione degli effetti della frammentazione su popolazioni e comunità può essere ottenuta con il mantenimento di una continuità fisico-territoriale ed ecologico-funzionale fra gli ambienti residui (Lindenmayer & Nix 1993, Bennett 1999). La connettività deve essere funzionale ad ogni specie, infatti in uno stesso paesaggio ogni specie può percepirla a differenti livelli. Anche l'aspetto temporale è importante: l'efficacia di un'area di connessione può variare a seconda del periodo dell'anno o delle fasi del ciclo vitale di una specie (Dobson et al. 1999).

Le formazioni forestali del Mediterraneo

L'area del Mediterraneo è una regione biogeografica ben definita (Di Castri & Mooney 1973) ad elevata biodiversità (Fabbio et al. 2003). Essa infatti ospita circa 25 000 specie di piante mentre nell'Europa centrale e settentrionale, una regione quattro volte più grande, si possono trovare solo 6 000 specie tra angiosperme e felci (Scarascia-Mugnozza et al. 2000). Il cinquanta per cento della flora mediterranea è endemico della regione e si è evoluto in un intervallo di tempo molto variabile e sotto diverse condizioni climatiche.

Le formazioni forestali rappresentano una componente importante della flora mediterranea (Scarascia-Mugnozza et al. 2000). La distribuzione delle foreste nella regione Mediterranea è piuttosto irregolare: il 65% della superficie forestale si trova sulla costa settentrionale, mentre la restante superficie è quasi equamente divisa tra Africa settentrionale e vicino Medio-Oriente. La percentuale di copertura forestale in relazione alla superficie totale della zona è molto diversa tra sub-regioni del Mediterraneo: essa varia

dal 20 al 30% nei Paesi del Nord del bacino, all'1-8% e 5-10% rispettivamente nel Sud e nei Paesi dell'Est (Scarascia-Mugnozza et al. 2000). Si deve tuttavia sottolineare che le foreste di tipo Mediterraneo (estese per circa 81 milioni di ettari) sono ecosistemi piuttosto unici che costituiscono l'1.5% delle foreste del pianeta (M'Hirit 1999). Circa l'80% di queste foreste è concentrata nella regione mediterranea, il resto è diviso in piccole aree tra Australia, Sud Africa, California e Cile.

La vegetazione naturale della regione Mediterranea è strettamente legata alle caratteristiche tipiche del clima, ma dipende anche dal fattore altitudinale. La persistenza nei secoli di diverse forme di eccessivo sfruttamento da parte dell'uomo ha causato la notevole riduzione di buona parte dei tipi forestali *climax* della regione mediterranea (Quézel 1978). Le rimanenti foreste sono boschi alterati in modo più o meno intensivo da parte dell'uomo che spesso corrispondono a diversi stadi di successione regressiva della foresta originaria.

L'aumento progressivo delle attività agricole negli ultimi secoli ha portato ad una forte riduzione della superficie forestale. Attualmente, tessere residue di paesaggio forestale si ritrovano soprattutto nelle zone collinari. Fanno eccezione alcune zone in quota dove una copertura forestale continua è ancora presente con una struttura non derivata dall'intervento dell'uomo (Orsomando & Catorci 1999).

Sclerofille e foreste mesofile nel paesaggio Mediterraneo rappresentano l'unico esempio di *habitat* boschivo continuo contenente un'abbondante diversità specifica, animale e vegetale, esemplificata dal gran numero di specie arboree rispetto alle foreste nordiche (Scarascia-Mugnozza et al. 2000).

Pratiche di agricoltura intensiva, così come lo sviluppo del turismo, incendi estivi, l'inquinamento dell'aria e l'urbanizzazione rappresentano una seria minaccia per molti boschi nell'Europa Mediterranea (Scarascia-Mugnozza et al. 2000).

La trasformazione della vegetazione naturale in un complesso mosaico di *patches* tra la matrice coltivata che forma un sistema in "quasi-equilibrio", è pure un grave problema per la regione Mediterranea. Ciò ha contribuito alla perdita di diversità specifica e variabilità genetica di specie forestali (Hobbs et al. 1995). Il recupero di paesaggi frammentati dovrebbe essere basato sul riconoscimento che "i diversi *patches* e l'uso del suolo in un paesaggio sono strettamente interconnessi ecologicamente e che la loro gestione deve essere integrata nell'intero paesaggio, piuttosto che essere relativa a segmenti di paesaggio

isolato" (Hobbs & Saunders 1993). Questa esigenza è particolarmente evidente nel bacino del Mediterraneo, dove alcune regioni sono quasi completamente prive di vegetazione forestale o con frammenti boschivi completamente isolati la cui conservazione insieme alla gestione delle specie selvatiche è compromessa.

Un bioindicatore della qualità forestale

La distribuzione e le dimensioni dei frammenti di habitat idonei sono state considerate le variabili chiave che influenzano la comparsa (Opdam & Schotman 1987, Bellamy et al. 1996, Hinsley et al. 1996), la persistenza nel territorio (Galeotti 1994, Bellamy et al. 1996), la densità di popolazione (Stout et al. 1998, Matthysen 1999), la dimensione dell'*home range* (Galeotti 1994, Redpath 1995), il successo riproduttivo (Newton 1991, Matthysen & Adriaensen 1998), le abitudini alimentari (Manganaro et al. 1999), la sopravvivenza (Matthysen 1999), e la dispersione (Matthysen et al. 1995) di molte specie di uccelli. La dimensione della superficie boscata è un fattore chiave per spiegare il successo riproduttivo e la regolarità nella spazatura tra i nidi (Newton et al. 1977, Hirons 1985, Petty 1989, Redpath 1995). Inoltre molte specie ornitiche sono influenzate dalle caratteristiche fisiografiche della foresta (Newton et al. 1977, Petty & Avery 1990, Fuller 1995, Penteriani & Faivre 1997). I cambiamenti nella struttura dell'*habitat* possono causare cambiamenti nella composizione delle comunità ornitiche e nell'abbondanza di molte specie (Thompson et al. 1999, Laiolo 2002). La diversità e la ricchezza specifica, il numero di specie nidificanti in cavità degli alberi e il numero di specie interiori aumentano con l'età delle foreste, sottolineando l'importanza di ecosistemi forestali maturi (Lack & Lack 1951, Moss 1978, Helle & Mönkkönen 1990). L'età delle foreste è positivamente correlata con il volume degli alberi, e a sua volta con la produttività dell'area boschiva, quindi il suo effetto sulle comunità ornitiche può essere molto forte (Jokimäki & Huh- ta 1996).

Al livello di popolazione o di specie la sensibilità per la frammentazione degli habitat idonei e per il rapporto perimetro/area è stata registrata soprattutto nelle specie legate al bosco fitto (Wilcove et al. 1986) così come in specie stenoecie, dotate di scarsa vagilità, in specie sedentarie o in quelle con densità di popolazione naturalmente basse (Kareiva & Wennergren 1995). Tra queste specie sensibili alcune possono essere scelte come indicatori e svolgere così un ruolo nella elaborazione di strategie di pianificazio-

ne per la conservazione delle foreste (Henle et al. 2004).

Queste specie, definite come *target* (Soulé 1991), possono riflettere lo stato di un sistema ecologico e fornire informazioni sugli effetti della frammentazione in diversi contesti geografici (Soulé & Orians 2001). Tali specie sono scelte per rappresentare un gran numero di specie ecologicamente affini (ruolo di indicatore). Inoltre, in questo senso, un buon indicatore dovrebbe essere relativamente diffuso nella zona di studio e valutabile facilmente per la sua abbondanza e il suo modello di distribuzione locale (Pearson 1995).

L'individuazione di indicatori ed il loro monitoraggio per verificarne l'efficacia sono passaggi essenziali nel settore della biologia della conservazione, 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). Come evidenziato da Dobson et al. (1999) le specie candidate a svolgere una funzione *target* per attuare strategie di monitoraggio della connettività sono quelle con necessità di ampiezza dell'area *core*. Quando si lavora a scala di paesaggio o regionale, le specie idonee a tal fine possono essere, inoltre, quelle che necessitano del mantenimento di vaste aree per compiere il processo di dispersione o che siano presenti con basse densità (tra queste, i grandi carnivori e le specie di ambienti maturi e delle ultime fasi delle successioni).

In relazione alle esigenze ecologiche e all'ampiezza di nicchia potranno anche essere selezionate specie che, benché relativamente diffuse e abbondanti (quindi non rientranti nelle liste rosse), possono mostrare una vulnerabilità intrinseca alla frammentazione ambientale. La scelta di specie non appartenenti a specifiche categorie di minaccia può essere necessaria in contesti antropizzati (ad esempio, pianura padana, aree costiere, sistemi urbani e suburbani - Massa et al. 1998).

In tali contesti è, infatti, altamente improbabile 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. In tal senso le specie *target*, così se-

lezionate, 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).

Le specie più promettenti che servono come indicatori delle condizioni ambientali sono quelle più facilmente contattabili e monitorate e le cui relazioni funzionali ai cambiamenti di habitat sono chiaramente comprensibili. Alcune specie sono buoni indicatori della qualità delle foreste perché sono specialiste e particolarmente sensibili ai cambiamenti di habitat. Il controllo della risposta della loro popolazione alla gestione permetterà di utilizzarle come indicatori. Altre specie, tuttavia, possono essere buoni indicatori perché le caratteristiche del loro habitat coprono le esigenze di molti altri animali e piante. Il loro valore è particolarmente grande per la pianificazione e analisi su vasta scala.

Diverse caratteristiche fanno dell'alocco (*Strix aluco* Linneo 1758) una specie interessante da studiare soprattutto sotto il punto di vista della dinamica di popolazione. È una specie completamente sedentaria, gli adulti, una volta stabilito il territorio, vi rimangono per il resto della loro vita, mentre i giovani si disperdono allontanandosi solo di poco dal territorio di nascita (22.5 km è la distanza di dispersione maggiore misurata per un giovane marcato in Inghilterra - Southern 1970). L'alocco, è un rapace notturno di medie dimensioni appartenente alla famiglia degli Strigidi (*Strigiformes*). L'adulto arriva a misurare in altezza circa 38 cm, con un'apertura alare che si aggira intorno ai 99 cm ed un peso variabile dai 345 ai 600 g.

L'areale dell'alocco corrisponde alla regione Palearctica occidentale, e si estende fino alla parte sud-occidentale dell'Asia (Southern 1970), arrivando in Europa centrale a popolare regioni sino ai 1600 m sul livello del mare (Chiavetta 1989, Cramp 1986, Mikola 1983).

Normalmente l'habitat dell'alocco è costituito da ambienti boscosi alternati a spazi aperti, aree rocciose con una copertura boschiva o arbustiva relativamente ampia, ma anche giardini e parchi se ci sono esemplari di vecchi alberi (Ranazzi et al. 2000a, Salvati et al. 2002). La specie evita le zone umide, le pianure prive di alberi e i territori caratterizzati da climi gelidi o aridi. L'habitat di elezione sono le formazioni di alto fusto, ma colonizza ugualmente i cedui composti e i cedui semplici, o riconvertiti, con densità proporzionalmente ridotte in base alla struttura del bosco. L'alocco, infatti, dipende dalla presenza

di alberi usati come posatoi per cacciare e per nidificare (Mikkola 1983, Cramp 1986). Esso però può sopravvivere anche in ambienti frammentati costituiti da piccoli boschi circondati da paesaggi aperti con alberi sparsi, cosicché la matrice che circonda il bosco contenga numerosi posatoi (Hirons 1985, Hardy 1992). Il modello di idoneità ambientale (Boitani et al. 2002) mostra le aree di distribuzione potenziale della specie in Italia, che comprendono l'intero territorio nazionale con esclusione della Sardegna e della Puglia, regioni con habitat meno idonei per questa specie.

La nidificazione può avvenire nelle cavità degli alberi, ma anche sui dirupi o nelle costruzioni abbandonate. Presentano una forte fedeltà al sito di nidificazione che abbandonano solo in caso di deterioramento o di disturbo irreversibile. L'utilizzo di cassette-nido fornite nel territorio di nidificazione aiuta lo studio dell'incidenza e del successo riproduttivo (Southern 1970). L'alocco è una specie con ampio repertorio canoro; il richiamo territoriale dell'adulto consente di effettuare un censimento acustico, ed il richiamo di richiesta del cibo dei pulcini permette di contare i giovani nati con facilità. Lo studio di Redpath (1994), ad esempio, ha indicato che il 94% degli allocchi rispondevano al *playback* entro i primi 30 minuti e gli allocchi che hanno colonizzato piccoli frammenti tendevano a rispondere più velocemente e in modo più aggressivo. Prevale un sistema territoriale molto rigido e ciò aiuta nella pratica il lavoro di censimento che è estremamente rapida e standardizzabile.

L'alocco come indicatore di qualità forestale e frammentazione del paesaggio

La stabilità delle popolazioni di alocco aumenta da nord a sud nel suo areale, probabilmente a causa delle condizioni di clima più mite e della riduzione delle fluttuazioni dei piccoli mammiferi (Salvati et al. 2002). È interessante notare che questi fattori stabilizzano anche il successo riproduttivo della specie nel bacino del Mediterraneo (Galeotti 1994, Ranazzi et al. 2000b).

È stato provato che la dipendenza del numero dei territori di alocco dalla superficie boschiva è strettamente lineare (Salvati et al. 2002). La densità dei territori varia in maniera significativa rispetto al tipo di habitat, in particolare la quantità di area boschiva per territorio di un alocco è stata eccezionalmente stabile tra gli habitat. La densità dei territori risulta dunque correlata positivamente alla percentuale di boschi e negativamente alla percentuale di aree an-

tropizzate, e non correlata con la percentuale di terreni agricoli e con la distanza dalle aree urbane (Ranazzi et al. 2000a), confermando questa specie come una delle più idonee nel monitoraggio della qualità forestale. Le dimensioni dell'*home-range* degli allocchi sono inoltre influenzate dalla perdita e dalla frammentazione dei boschi che influenzano la selezione dell'habitat, il comportamento territoriale, il successo riproduttivo e il *turnover*.

Dallo studio di Redpath (1995) è emerso che l'alocco è presente in tutti i boschi continui di oltre 4 ettari e fino al 35% dei boschi inferiori ad un ettaro. In aree frammentate l'habitat boschivo incluso nell'*home-range* ha una superficie ridotta rispetto alle dimensioni totali dell'*home-range*, infatti gli esemplari che vivono in queste zone tendono a fare in modo di aumentare le dimensioni del loro territorio per comprendere un certo numero di questi frammenti boschivi (Redpath 1995). Gli *home-range* sono maggiori dove i boschi sono piccoli e isolati. Altri studi su allocchi in boschi continui hanno mostrato dimensioni del territorio comprese tra 12 e 24 ettari (Southern 1970, Hirons 1985), suggerendo che siano queste le misure di *home-range* tipiche per la specie. Anche se l'*home-range* minimo registrato in un bosco continuo è stato 9.2 ettari, allocchi in una zona aperta sono stati in grado di sopravvivere con appena 0.7 ettari di bosco nel loro *home-range* (Redpath 1995).

Il *turnover* all'interno dei territori, misurato come numero di anni in cui ogni territorio è stato occupato da un alocco (non necessariamente lo stesso individuo), è stato misurato da Redpath (1995). Il *turnover* era più alto nei boschi più piccoli. Nei boschi inferiori ad un ettaro solo uno di otto territori era stato occupato per 3 anni interi, rispetto all'81% dei territori occupati nei boschi di dimensioni maggiori a 4 ettari. I cambiamenti nella dimensione della popolazione in relazione alla frammentazione degli habitat sono correlati linearmente alla variazione percentuale di habitat idonei nel paesaggio.

Attraverso la correlazione tra copertura forestale e la distribuzione della specie o la densità di popolazione si possono ottenere informazioni concernenti l'idoneità di habitat quando vengono confrontate differenti categorie di bosco (Andrén 1999, Monkkonen & Reunanen 1999).

Salvati & Ranazzi (2002) hanno effettuato uno studio in tal senso determinando la dipendenza della densità di popolazione e della dimensione del territorio dalla copertura forestale, ed hanno calcolato la quantità di area boschiva nel territorio di un alocco in quattro tipi di bosco in Italia centrale lungo un

gradiente altitudinale, a partire da querce sclerofille lungo la costa a faggete di montagna nel Lazio e in Abruzzo.

Tale studio appare illuminante al fine del monitoraggio della frammentazione e qualità forestale in quanto effettuato in svariate condizioni ambientali: l'altitudine delle foreste prese in esame varia da 10 m fino a 1500 m s.l.m. Le dimensioni della maggior parte delle foreste variano tra 100 e 500 ettari, con solo poche foreste più grandi di 2000 ettari. Tutti i tipi vegetazionali dominanti sono stati valutati come pure il differente governo del bosco, individuando differenze importanti nella densità della specie tra formazioni di alto fusto e cedui.

Salvati & Ranazzi (2002) hanno anche dimostrato che vi è una correlazione tra densità di popolazione e tipo di copertura forestale. La più bassa densità di popolazione è stata registrata in media nei boschi urbani e in quelli gestiti a ceduo semplice, e la più alta in boschi di querce sclerofille non gestite. Gli autori hanno usato il metodo della distanza dal territorio più vicino (Ranazzi et al. 2000a) per stimare la densità di popolazione. La spaziatura è stata valutata utilizzando il centro di territori occupati. Questo metodo è stato scelto per ottenere stime comparabili di densità e per correlarle quantitativamente con la copertura forestale.

Dalla regressione lineare risultante dai loro studi si ottiene, inoltre, che la dimensione minima dell'*home-range* è di 7.2 ettari per i boschi di querce sclerofille, 10 ettari per i boschi di querce mesofile, 12.7 ettari per il bosco misto urbano, e di 18.1 ettari per i boschi di faggio di montagna.

In un altro studio, Salvati et al. (2002) hanno ottenuto che la superficie delle aree boschive presenti nel territorio di un allocco è positivamente correlata con l'altitudine alla quale si trovano le foreste.

L'area boschiva è stata utilizzata come descrittore della quantità di *habitat* adatto all'allocco per la nidificazione. La densità di popolazione dell'allocco non risulta però correlata all'altitudine (Salvati et al. 2002).

La più alta densità di popolazione registrata nei boschi di querce sclerofille riflette le loro caratteristiche peculiari, tra cui la produttività elevata di prede, ridotta frammentazione del bosco, la diversità della vegetazione alta, bassa pressione antropica, e un numero eccezionalmente elevato di siti di nidificazione dovuto alla presenza di molti alberi monumentali (Penteriani & Faivre 1997, Blasi et al. 1999, Salvati et al. 2002), indicando elementi di elevata qualità e bassa frammentazione di tali formazioni. Diversi tipi di

paesaggio perciò possono influenzare la probabilità di colonizzazione di un frammento di habitat (Monkkonen & Reunanen 1999). Le differenze di densità di popolazione degli allocchi suggeriscono che la qualità delle foreste incide sulla densità e regola la difesa territoriale (Galeotti 1994, Redpath 1995).

Conclusioni

I rapaci forestali mostrano un'elevata sensibilità alla frammentazione del bosco (Bosakowski & Smith 1997, Penteriani 1997, Penteriani & Faivre 1997), e sono preziosi indicatori della qualità degli habitat (Bosakowski & Smith 1997). I cambiamenti nella densità di popolazione a livello di habitat ci portano ad affermare che l'allocco può essere utilizzato come indicatore per valutare le differenze di qualità delle foreste. Inoltre l'allocco risente degli effetti della frammentazione del territorio e pertanto può essere utilizzato per monitorare il grado di diversità ambientale e predisporre misure di gestione al fine di aumentare il grado di connettività del paesaggio.

La struttura, la composizione specifica ed il governo del bosco sono importanti predittori delle caratteristiche delle comunità ornitiche, non ultimo l'allocco (Salvati et al. 2002). Perciò valutare l'associazione tra rapaci e i loro habitat può fornire strumenti utili per la conservazione e la gestione degli habitat forestali. I risultati presentati suggeriscono inoltre come i bio-indicatori animali possano fornire utili indicazioni agli interventi di miglioramento della funzionalità dell'ecosistema bosco, e più in generale alla pianificazione forestale. Mediante monitoraggi non invasivi e particolarmente semplici per quanto attiene allo sforzo di campagna, la diversa distribuzione e densità dell'allocco nelle formazioni forestali studiate possono suggerire le aree di intervento volte ad un aumento della complessità strutturale e alla protezione della biodiversità.

Bibliografia

- Andrén H (1999). Habitat fragmentation, the random sample hypothesis and critical thresholds. *Oikos* 84: 306-308. - doi: [10.2307/3546726](https://doi.org/10.2307/3546726)
- 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, agricole e Protezione civile, Stilografica, Roma, pp. 248.
- Bellamy PE, Hinsley SA, Newton I (1996). Local extinction and recolonisations of passerine bird populations in small woods. *Oecologia* 108: 64-71. - doi: [10.1007/BF00333215](https://doi.org/10.1007/BF00333215)
- Bennett AF (1999). Linkages in the landscapes. The role of

- corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, pp. 254
- Blasi C, Carranza ML, Filesi L, Tilia A, Acosta A (1999). Relation between climate and vegetation along a Mediterranean-Temperate boundary in central Italy. *Global Ecology and Biogeography* 8: 17-27. - doi: [10.1046/j.1365-2699.1999.00121.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1999.00121.x)
- Boitani L, Corsi F, Falcucci A, Marzetti M, Montemaggiore A, Ottaviani D, Reggiani G, Rondinini C (2002). La Rete Ecologica Nazionale. Un approccio alla conservazione dei Vertebrati. Ministero dell'Ambiente, Università degli Studi di Roma "La Sapienza" e Istituto di Ecologia Applicata, Roma, pp. 20.
- Bosakowski T, Smith DG (1997). Distribution and species richness of a forest raptor community in relation to urbanization. *Journal of Raptor Research* 31: 26-33.
- Bright PW (1993). Habitat fragmentation - problems and predictions for British mammals. *Mammal Review* 23: 101-114. - doi: [10.1111/j.1365-2907.1993.tb00420.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.1993.tb00420.x)
- Celada C (1995). Frammentazione degli ambienti e conservazione: approcci empirici e modelli. *Supplementi di Ricerche di Biologia della Selvaggina* 22: 293-297.
- Chiavetta M (1989). Guida ai rapaci notturni. Strigiformi d'Europa, Nord Africa e Medio Oriente. Zanichelli, Bologna, pp. 189.
- Cramp S (1986). Birds of the Western Palearctic. Vol. IV. Terns to woodpeckers. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Debinski DM, Holt RD (2000). A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14: 342-355. - doi: [10.1046/j.1523-1739.2000.98081.x](https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98081.x)
- Desrochers A, Hannon SJ (1997). Gap crossing decision by forest songbirds during the post-fledging period. *Conservation Biology* 11: 1204-1210. - doi: [10.1046/j.1523-1739.1997.96187.x](https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96187.x)
- Di Castri F, Mooney H (1973). Mediterranean type ecosystems: origin and structure. Springer, Berlin, Germany, pp. 225-277.
- Dobson A, Ralls K, Foster M, Soulé ME, Simberloff D, Doak D, Estes JA, Mills LS, Mattson D, Dirzo R, Arita H, Ryan S, Norse EA, Noss RF, Johns D (1999). Corridors: reconnecting fragmented landscapes. In: "Continental conservation. The Wildland Project" (Soulé ME, Terborgh J eds). Island press, Washington, DC, USA, pp. 129-170.
- Dooley JL, Bowers MA (1996). Influences of patch size and microhabitat on the demography of two old-field rodents. *Oikos* 75: 453-462. - doi: [10.2307/3545886](https://doi.org/10.2307/3545886)
- Fabbio G, Merlo M, Tosi V (2003). Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe: the Mediterranean region. *Journal of Environmental Management* 67: 67-76. - doi: [10.1016/S0301-4797\(02\)00189-5](https://doi.org/10.1016/S0301-4797(02)00189-5)
- Farina A (2001). Ecologia del paesaggio. Principi, metodi e applicazioni. UTET Libreria, Torino, pp. 673.
- Forman RTT (1995). Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Fuller RJ (1995). Bird life of woodland and forest. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Galeotti P (1994). Patterns of territory size and defence level in rural and urban Tawny owl (*Strix aluco*) populations. *Journal of Zoology* 234: 641-658. - doi: [10.1111/j.1469-7998.1994.tb04870.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1994.tb04870.x)
- Hanski I (1994). Patch-occupancy dynamics in fragmented landscapes. *Trends in Ecology and Evolution* 9: 131-135. - doi: [10.1016/0169-5347\(94\)90177-5](https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90177-5)
- Hardy AR (1992). Habitat use by farmland Tawny Owls *Strix aluco*. In: "The ecology and conservation European owls" (Galbraith CA, Taylor IR, Percival S eds). Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, UK, pp. 55-63.
- Helle P, Mönkkönen M (1990). Forest succession and bird communities: theoretical aspects and practical implications. In: "Biogeography and Ecology of Forest Bird Communities" (Keast A ed). SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands, pp. 299-318.
- Henle K, Davies KF, Kleyer M, Margules C, Settele J (2004). Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13: 207-251. - doi: [10.1023/B:BIOC.0000004319.91643.9e](https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000004319.91643.9e)
- Hinsley SA, Bellamy PE, Newton I (1995). Birds species turnover and stochastic extinction in woodland fragments. *Ecography* 18: 41-50. - doi: [10.1111/j.1600-0587.1995.tb00117.x](https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1995.tb00117.x)
- Hinsley SA, Bellamy PE, Newton I, Sparks TH (1996). Influences of population size and woodland area on bird species distributions in small woods. *Oecologia* 105: 100-106. - doi: [10.1007/BF00328797](https://doi.org/10.1007/BF00328797)
- Hirons GJM (1985). The effects of territorial behaviour on the stability and dispersion of Tawny owl (*Strix aluco*) populations. *Journal of Zoology* 1: 21-48. - doi: [10.1111/j.1469-7998.1985.tb00067.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1985.tb00067.x)
- Hobbs RC, Saunders DA (1993). Reintegrating fragmented landscapes. Springer, New York, USA, pp. 332.
- Hobbs RJ, Richardson DM, Davis GW (1995). Mediterranean-type ecosystems: opportunities and constraints for studying the function of biodiversity. In: "Mediterranean-type ecosystems" (Davis GW, Richardson DM eds). Springer, New York, USA, pp. 1-42.
- Jokimäki J, Huhta E (1996). Effects of landscape matrix and habitat structure on a bird community in northern Finland: a multi-scale approach. *Ornis Fennica* 73: 97-113.
- Kareiva P, Wennergren U (1995). Connecting landscape patterns to ecosystem and population processes. *Nature*

- 373: 299-302. - doi: [10.1038/373299a0](https://doi.org/10.1038/373299a0)
- Lack D, Lack E (1951). Further changes in birdlife caused by afforestation. *Journal of Animal Ecology* 20: 173-179.
- Laiolo P (2002). Effects of habitat structure, floral composition and diversity on a forest bird community in north-western Italy. *Folia Zoologica* 51: 121-128.
- Lambeck RJ (1997). Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11: 849-856. - doi: [10.1046/j.1523-1739.1997.96319.x](https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96319.x)
- Lindenmayer DB, Nix HA (1993). Ecological principles for the design of wildlife corridors. *Conserv. Biol.* 7: 627-630.
- Manganaro A, Salvati L, Ranazzi L, Fattorini S (1999). Predation on gecko by urban Tawny owls (*Strix aluco*). *Avocetta* 23: 73-75.
- Massa R, Bani L, Bottoni L, Fornasari L (1998). An evaluation of lowland reserve effectiveness for forest birds conservation. *Biologia e Conservazione della Fauna* 102: 270-277.
- 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. - doi: [10.2307/4089513](https://doi.org/10.2307/4089513)
- Matthysen E (1999). Nuthatches (*Sitta europaea*: Aves) in forest fragments: demography of a patchy population. *Oecologia* 119: 501-509. - doi: [10.1007/s004420050813](https://doi.org/10.1007/s004420050813)
- Matthysen E, Adriaensen F, Dhondt AA (1995). Dispersal distances of nuthatches, *Sitta europaea*, in a highly fragmented forest habitat. *Oikos* 72: 375-381. - doi: [10.2307/3546123](https://doi.org/10.2307/3546123)
- McCollin D (1993). Avian distribution patterns in a fragmented wooded landscape (North Humberside, UK): the role of between-patch and within-patch structure. *Global Ecology and Biogeography Letters* 3: 48-62. - doi: [10.2307/2997459](https://doi.org/10.2307/2997459)
- Mikkola H (1983). *The owls of Europe*. Poyser Press, Calton, Shropshire, UK.
- Monkkonen M, Reunanen P (1999). On critical threshold in landscape connectivity: a management perspective. *Oikos* 84: 302-305. - doi: [10.2307/3546725](https://doi.org/10.2307/3546725)
- Moss D (1978). Diversity of woodland song-bird populations. *Journal of Animal Ecology* 47: 521-527.
- M'Hirit O (1999). Mediterranean forests: ecological space and economic and community wealth. *Unasylva* 50 (197): 3-15.
- Newton I (1991). Habitat variation and population regulation in Sparrowhawks. *Ibis* 133: 76-88. - doi: [10.1111/j.1474-919X.1991.tb07671.x](https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1991.tb07671.x)
- Newton I, Marquiss M, Weir DN, Moss D (1977). Spacing of Sparrowhawk nesting territories. *Journal of Animal Ecology* 46: 425-441. - doi: [10.2307/3821](https://doi.org/10.2307/3821)
- Opdam P, Schotman A (1987). Small woods in rural landscape as habitat islands for woodland birds. *Acta Oecologica* 8: 269-274.
- Orsomando E, Catorci A (1999). Carta della vegetazione naturale potenziale dell'Umbria. Scala 1:200.000. Regione dell'Umbria, Università di Camerino, pp. 31.
- Pearson LD (1995). Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. In: "Biodiversity - Measurements and estimations" (Harper JL, Hawksworth DL eds). Chapman and Hall, London, UK, pp. 75-80.
- Penteriani V, Faivre B (1997). Breeding density and landscape-level habitat selection of common Buzzards (*Buteo buteo*) in a mountain area (Abruzzo Apennines, Italy). *Journal of Raptor Research* 31: 208-212.
- Penteriani V (1997). Long-term study of a goshawk breeding population on a Mediterranean mountain (Abruzzi Apennines, Central Italy). Density, breeding performance and diet. *Journal of Raptor Research* 31: 308-312.
- Petty SJ, Avery MI (1990). *Forest bird communities*. Forestry Commission, Occasional Paper 26, Edinburgh, UK.
- Petty SJ (1989). Productivity and density of Tawny Owls *Strix aluco* in relation to the structure of a spruce forest in Britain. *Annales Zoologici Fennici* 26: 227-233.
- Quézel P (1978). Analysis of the flora of Mediterranean and Saharan Africa. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 65: 479-534. - doi: [10.2307/2398860](https://doi.org/10.2307/2398860)
- Ranazzi L, Manganaro A, Ranazzi R, Salvati L (2000a). Distribution, population density and spacing of Tawny owls (*Strix aluco*) in a Mediterranean urban area: the influence of urbanisation gradient, woodland cover and fragmentation. *Biota* 1: 83-92.
- Ranazzi L, Manganaro A, Salvati L (2000b). The breeding success of Tawny owls (*Strix aluco*) in a Mediterranean area: a long-term study in urban Rome (central Italy). *Journal of Raptor Research* 34 (4): 322-326.
- Redpath SM (1994). Censusing Tawny owls (*Strix aluco*) by the use of imitation calls. *Bird Study* 41: 192-198. - doi: [10.1080/00063659409477219](https://doi.org/10.1080/00063659409477219)
- Redpath SM (1995). Habitat fragmentation and the individual: tawny owls (*Strix aluco*) in woodland patches. *Journal of Animal Ecology* 64: 652-661. - doi: [10.2307/5807](https://doi.org/10.2307/5807)
- Reggiani G, Boitani L, Amori G (2001). I "contenuti" ecologici di una rete ecologica. Centro Studi V. Giacomini, Uomini e Parchi oggi, Reti ecologiche, Quaderni di Gargnano 4: 74-83.
- Salvati L, Ranazzi L (2002). Changes in density and territory size of the Tawny owl (*Strix aluco*) along an altitude gradient: the effect of forest types and wood cover. *Acta Zoologica Cracoviensia* 45 (2): 237-243.
- Salvati L, Manganaro A, Ranazzi L (2002). Wood quality and the Tawny owl (*Strix aluco*) in different forest types of Central Italy. *Ornis Svecica* 12: 47-51.
- Saunders DA, Hobbs RJ, Margules CR (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Con-*

- servation Biology 5: 18-32. - doi: [10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x)
- Scarascia-Mugnozza G, Oswald H, Piussi P, Radoglou K (2000). Forests of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecology and Management* 132: 97-109. - doi: [10.1016/S0378-1127\(00\)00383-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00383-2)
- Soulé ME, Orians GH (2001). Conservation biology research: its challenges and contexts. In: "Conservation Biology. Research priorities for the next decade" (Soulé ME, Orians GH eds). Society for Conservation Biology, Island press, Washington, DC, USA, pp. 271-285.
- Soulé ME (1991). Theory and strategies. In: "Landscape linkages and biodiversity" (Hudson WE ed). Island press, Washington, DC, USA, pp. 91-104.
- Southern HN (1970). The natural control of a population of Tawny Owls (*Strix aluco*). *Journal of Zoology* 162: 197-285. - doi: [10.1111/j.1469-7998.1970.tb01264.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1970.tb01264.x)
- Stout WE, Anderson RK, Papp JM (1998). Urban, suburban and rural Red-tailed Hawk nesting habitat and populations in Southeast Wisconsin. *Journal of Raptor Research* 32: 221-228.
- Thompson ID, Hogan HA, Montevicchi WA (1999). Avian communities of mature balsam fir forests in Newfoundland: age-dependence and implications for timber harvesting. *The Condor* 101: 311-323. - doi: [10.2307/1369994](https://doi.org/10.2307/1369994)
- Wilcove DS, McLellan CH, Dobson AP (1986). Habitat fragmentation in the temperate zones. In: "Conservation Biology" (Soulé ME ed). Sinauer Associates Inc., Sunderland, MS, USA, pp. 237-256.