

Diversità e struttura dell'avifauna in una successione post incendio di bosco meso-mediterraneo

ENRICO BELLIA

Dipartimento di Biologia Animale, Via Archirafi 18, I- 90123 Palermo (enricobellia@hotmail.com)

Riassunto – In questo lavoro sono state analizzate la ricchezza specifica, il turn-over e la struttura della comunità di uccelli in una successione secondaria da incendio (*Erico-Quercion ilicis*) nel Parco Regionale delle Madonie (Sicilia). Nelle primavere del 2002 e 2003 sono stati effettuati censimenti mediante punti d'ascolto in 6 aree campione di 100 ha bruciate tra il 1993 e il 2001, e in 4 settori di controllo situati in boschi non percorsi dal fuoco rispettivamente da 25 e 50 anni. Nella serie post incendio sono state censite complessivamente 33 specie di uccelli. La ricchezza specifica aumentava bruscamente nei primi 10 anni e raggiungeva un plateau 25-30 anni dopo l'incendio, mentre il turn-over delle specie diminuiva con il procedere della successione temporale. Nei primi stadi della successione, il turn-over dipendeva sostanzialmente dalla ricolonizzazione da parte delle specie tipiche della macchia in rigenerazione. Le comunità di uccelli presenti nei diversi stadi della successione non costituivano aggregati casuali, ma ognuna era annidata nella successiva: tutti gli stadi della successione ospitavano cioè un sottoinsieme omogeneo ed ordinato di specie che aveva la sua espressione più completa nello stadio vegetazionale più evoluto. In conclusione, questo studio dimostra che gran parte delle specie nidificanti nelle formazioni boschive meso-mediterranee possiede un elevato grado di resilienza e resistenza all'incendio e che sono necessari almeno 25 anni per ristabilire le condizioni tipiche dell'habitat non disturbato.

Abstract – *Diversity and turn-over of a bird community along a secondary post-fire succession of a Mediterranean wood.* I analysed the species richness, the turn-over and the structure of the bird communities along a secondary post-fire succession (*Erico-Quercion ilicis*) in the Madonie Regional Park (Sicily). During the springs 2002 and 2003, I made 475 random point counts in 6 sampling areas burned between 1993 and 2001, and in 4 control areas not burned since 25 or 50 years. Overall, 33 bird species were recorded in the secondary succession. Species richness was positively related to the time elapsed from fire, according to a logarithmic curve that reached a plateau 25-30 years after fire. The turn-over of species decreased during the succession, even if the relationship was only marginally significant. In the first stages of post-fire succession the turn-over reflected the recolonisation by species of shrubby vegetation. Bird communities in each post-fire stage form an ordered nested subset of the whole forest community. The investigated bird community showed a relatively high resistance and resilience to fire perturbation and was able to recover completely in 25 years after fire.

Gli incendi naturali, accidentali o intenzionali, sono eventi catastrofici che, al pari di altre perturbazioni, determinano condizioni eterogenee per gli organismi ed alterano la normale evoluzione delle comunità animali (Trabaud 1981, Sousa 1984, Pickett e White 1985), contribuendo a creare e mantenere un ecosistema dinamico definito da Blondel e Aronson (1999) come un 'moving mosaic'. Non a caso, le perturbazioni sono tra le maggiori cause di eterogeneità spaziale (Collins 1989, 1992, Chaneton e Facelli 1991). Gli incendi sono perturbazioni localmente imprevedibili, ma in aree dove sono particolarmente frequenti, possono creare specifici regimi regionali di disturbo

(Blondel 1995) che contribuiscono a selezionare comunità resilienti e resistenti influenzando l'ecologia di popolazione delle specie colpite (Trabaud e Prodon 1993, Blondel 1995).

Nel bacino del Mediterraneo, le prime testimonianze di incendi non naturali risalgono a circa 400 mila anni fa e diventano sempre più frequenti a partire dal primo Neolitico (Liacos 1973, Prodon *et al.* 1987, Naveh 1990). Gli incendi sono quindi uno dei principali fattori storici di modificazione del paesaggio, ed in effetti, quelli intenzionali o comunque indotti dall'uomo, sono una costante durante le calde e secche estati mediterranee. Alcuni studi (Le Houérou 1981) stimano in circa 200000 ettari l'estensione di foreste e macchia mediterranea bruciata ogni anno nel bacino del Mediterraneo. In Sicilia, dal 1978 al

Ricevuto il 25 novembre 2004, accettato il 14 gennaio 2005
Assistant editor: R. Sacchi

2002, si sono verificati ogni anno circa 300 incendi (range: 184-670) che hanno distrutto una media di 7920 ettari di vegetazione mediterranea (range: 3274-20071 ha), soprattutto nel periodo compreso tra luglio e ottobre (USSAB 2003).

Gli incendi distruggono l'habitat di foresta, riducono la sua estensione ed aumentano l'isolamento tra le chiazze risparmiate dagli incendi precedenti (Trabaud e Galtié 1996), creando così insiemi di aree forestali residue immersi in una matrice di ambienti aperti (generalmente garighe, pascoli e terreni cerealicoli usati o abbandonati dall'uomo). I paesaggi mediterranei frequentemente esposti al fuoco sono quindi caratterizzati da una serie di habitat (dalle garighe/pascoli alle foreste) che si succedono l'un l'altro. Le comunità di uccelli variano di conseguenza, seguendo tale successione (Prodon e Lebreton 1981, Prodon *et al.* 1984, Prodon *et al.* 1987, Izhaki 2000, Izhaki e Adar 1997). Tuttavia, l'effetto delle modificazioni ambientali conseguenti agli incendi sulle comunità di uccelli non è stato finora adeguatamente analizzato; soprattutto riguardo all'ecologia di comunità in un ambiente caratterizzato da una matrice di macchia mediterranea. Infatti, nonostante la riconosciuta importanza della matrice sia in termini di estensione (Andrén 1994), sia di tipo di habitat (Sisk *et al.* 1997), gli studi di frammentazione si sono rivolti a sistemi boschivi residui presenti entro matrici di ambienti aperti. Diversamente dalle precedenti, le matrici formate da macchia mediterranea di differente età post incendio (e quindi di differente struttura), mettono in comunicazione le isole forestali residue (Forman 1995). Si può perciò ipotizzare che esse siano più permeabili alla dispersione ed alla ricolonizzazione di alcune specie rispetto alle aree aperte.

In questo studio ho pertanto analizzato la diversità e la struttura della comunità di uccelli in un territorio a vegetazione mediterranea, storicamente e recentemente soggetto ad incendi in un'area di circa 1200 ha di bosco e macchia mediterranea.

METODI

Lo studio è stato compiuto nel Parco Regionale delle Madonie (Provincia di Palermo, 37°50'N - 14°05'E) negli anni 2002-2003. La vegetazione di questo massiccio dolomitico è disposta secondo un gradiente di fasce vegetazionali (Pignatti 1997, Raimondo 1998) che parte dalle foreste di faggio d'alti-

tudine (*Anthriscio-Fagetum aceretosum*, 1300-2000 m s.l.m.) della fascia sub-atlantica, fino ad arrivare al querceto termofilo misto (*Erico-Quercion ilicis*) della fascia mediterranea a bassa altitudine (50-800 m s.l.m.). Nel Parco delle Madonie quest'ultima associazione si estende per circa 4000 ettari (più circa 6500 ettari di altre formazioni di macchia e foresta degradate da incendio) ricadendo nella zona bioclimatica di tipo meso-mediterraneo (Blondel 1995, Pignatti 1997). Il bosco è dominato dalla quercia da sughero *Quercus suber*, mista in prevalenza a querce decidue (*Q. virgiliana*, *Q. amplifolia* e *Q. ilex*), orniello *Fraxinus ornus* e pini di rimboschimento (*Pinus pinea*). Il sottobosco e le zone di macchia sono principalmente formate da erica *Erica arborea*, corbezzolo *Arbutus unedo*, cisti (*Cistus creticus*, *C. monspeliensis*, *C. salvifolius*) e calicotome *Calicotome infesta*.

Gli incendi indotti dall'uomo colpiscono la fascia mediterranea del Parco Regionale, che da un punto di vista amministrativo ricade nel territorio di 5 comuni. Il 28% della superficie di tali comuni (27210 ha), sia fuori o dentro i confini dell'area protetta, ha subito periodicamente incendi dal 1986 al 2002.

Data l'impossibilità di monitorare a lungo termine l'evoluzione della comunità di uccelli dopo un incendio, ho utilizzato un disegno sperimentale di tipo diacrono-sincronico (Prodon e Pons 1993) in cui il monitoraggio degli uccelli in una stessa area in anni successivi (campionamento diacronico) è combinato con l'analisi nello stesso anno di più aree che coprono tutti i diversi stadi di età della successione (campionamento sincronico). Questo metodo misto costituisce un utile ed accettabile compromesso per avere un'idea dell'evoluzione nel tempo della comunità di uccelli.

In tre vallate, caratterizzate da circa 1200 ettari di formazioni integre o degradate dell'*Erico-Quercion ilicis*, colpite da un incendio l'11 novembre 2001, sono state individuate tre aree campione (AB1-3) di 100 ha, distanti circa 1 km e separate tra loro da crinali, per l'analisi della comunità di uccelli nel primo stadio della serie post incendio. Sono state quindi individuate altre tre aree campione di pari estensione (AB4-6) colpite dal fuoco negli anni 1993, 1998 e 2000, per l'analisi della comunità di uccelli proprie degli stadi intermedi della serie. Come controllo sono state individuate 4 aree di bosco termofilo misto di 100 ettari (CNB1-4), che non hanno subito incendi da almeno 25 (CNB1) o 50 anni (CNB2-4, Tab.1). L'avifauna di queste 4 aree è stata pertanto

considerata come tipica degli ecosistemi non disturbati o quantomeno cronologicamente più lontani dalla perturbazione.

Tra il 15 marzo al 15 giugno 2002 e 2003 sono stati effettuati complessivamente 475 (219 nel primo anno di indagine e 256 nel secondo) punti d'ascolto casuali di 10 minuti ciascuno (Blondel 1975, Fuller e Langslow 1984), in orari compresi tra le 06:00 e le 09:00 di mattina durante i quali contavo il numero di individui di ciascuna specie contattati a vista e/o al canto. Tutti i rapaci diurni e notturni e tutte le specie veleggiatrici (ad es. *Apus apus*) sono state escluse dai rilevamenti. Ho effettuato in media 59.4 punti d'ascolto per ciascuna area di studio (range: 29-128) e i campionamenti nei due anni all'interno delle stesse aree sono stati ripetuti in punti differenti. Nel secondo anno d'indagine i censimenti nell'area campione AB4 non sono stati effettuati, in quanto l'area è stata nuovamente bruciata. Ho quindi espresso l'abbondanza relativa delle specie in ciascuna area di studio in termini di frequenza sul totale degli individui contattati (N di individui contattati per una specie/ N totale di individui contattati)

Analisi statistiche

La ricchezza specifica della comunità di uccelli lungo la successione post incendio è stata analizzata in termini di ricchezza specifica (S) e di turn-over (indice di Whittaker 1972), espresso come $(s/\alpha) - 1$; dove s rappresenta il numero totale di specie registrate in una coppia di stadi successivi della serie ed α corrisponde alla ricchezza specifica media dei due stadi presi in considerazione. L'indice è pertanto compreso tra 0 (nessuna sostituzione di specie in due stadi limitrofi) ed 1 (totale sostituzione delle specie). Per studiare la variazione della ricchezza specifica lungo la serie post-incendio ho utilizzato i principali modelli di regressione (lineare, logaritmica, esponenziale e quadratica) tra S ed il tempo della successione, con il software ORIGIN 7.5. Il miglior adattamento del modello di regressione è stato ricavato utilizzando il software CurveExpert 1.3, che per mezzo di iterazioni, calcola la convergenza dei modelli scelti e fornisce una graduatoria dei modelli sulla base dell'errore standard (SE) e del coefficiente di correlazione (r).

Al fine di evidenziare le eventuali corrispondenze tra le specie e gli habitat della successione e di ottenere quindi un ordinamento statistico della fre-

quenza relativa delle specie lungo la serie post incendio, ho impiegato l'analisi delle corrispondenze (Greenacre 1984, Prodon 1992) con il software STATISTICA 6.0. Per effettuare questa analisi ho standardizzato a 100 tutte le frequenze relative delle specie nella successione dividendo il numero di individui di una singola specie contattati in un singolo stadio per il totale degli individui contattati in tutti gli stadi della serie ($N = 2361$).

La struttura della comunità è stata analizzata utilizzando la teoria dell'annidamento (Patterson e Atmar 1986, Atmar e Patterson 1993), per mezzo del Nestedness Temperature Calculator (Atmar e Patterson 1995). Questo software stima il grado di ordinamento delle specie di una comunità calcolando la temperatura (da 0 a 100°) del sistema attraverso la matrice di presenza/assenza delle specie nelle differenti aree. Questo approccio, che può essere anche interpretato come una misura dell'entropia di un sistema, determina statisticamente il grado d'ordinamento delle specie distribuite tra le varie aree. Più la temperatura del sistema è bassa, più il sistema si dice annidato, cioè formato da una comunità di specie aggregate non casualmente. In altre parole, in una matrice di dati perfettamente annidata, definita fredda ($T = 0^\circ$), l'insieme di specie (comunità) d'ogni stadio serale risulta essere un sottoinsieme proprio della comunità ad un livello gerarchico superiore nella successione (Patterson e Atmar, 2000). Il software riordina la matrice di dati in modo che la porzione in alto a sinistra sia in gran parte occupata dalle specie nelle aree e la parte bassa destra sia preferibilmente vuota. La significatività statistica dell'ordine è saggiata per mezzo di permutazioni casuali dei dati originali (test di randomizzazione di Montecarlo). Tale procedura produce una sequenza di specie via via sempre meno annidate, cui è possibile attribuire un rango decrescente di annidamento, che può essere utilizzato in ulteriori analisi statistiche. Presenze o assenze inaspettate di specie nelle serie aumentano la temperatura della matrice diminuendo di conseguenza il grado di annidamento della comunità presa in esame.

Due forme di disturbo, denominate idiosincrasie, contribuiscono all'innalzamento della temperatura della matrice: il "random noise" (RN), che è dovuto alle variazioni stocastiche inerenti al sistema (demografiche, genetiche, di campionamento, ecc) ed il "coherent noise" (CN), dovuto invece a fattori biologici o ecologici delle singole specie, come ad esempio, la specificità dell'habitat o la fenologia riproduttiva (Patterson e Atmar 2000).

Per tentare di quantificare in quale misura la fenologia delle specie contribuiva a disturbare l'annidamento delle comunità nella serie post-incendio, ho quindi suddiviso le specie che contribuivano maggiormente al CN del sistema in migratrici, stanziali e tipiche di ambienti aperti o di habitat specifici. Tramite il Nestedness Temperature Calculator è inoltre possibile analizzare le potenziali cause dell'annidamento, correlando il rango delle specie e/o delle aree riorganizzate dal programma con i fattori ecologici o biologici (ad es. la biomassa delle singole specie o la grandezza delle aree prese in esame) che si ritengono influenzare l'annidamento delle comunità. In questo caso, ho ipotizzato che le specie più resistenti all'incendio fossero quelle più annidate e pertanto mostrassero le minori variazioni di frequenza relativa lungo tutta la successione. Pertanto, ho effettuato una correlazione dei ranghi di Spearman tra il vettore delle specie riordinate dal software secondo il massimo annidamento ed il vettore delle specie riordinate in base al coefficiente di variazione ($CV = \text{deviazione standard}/\text{media}$) delle frequenze relative di ogni specie presente nella successione post incendio, assumendo che un basso CV esprimesse un'omogeneità delle frequenze relative delle specie lungo tutta la successione.

RISULTATI

Nei due anni d'indagine sono state complessivamente censite 33 specie (Appendice 1). La ricchezza specifica varia con il tempo trascorso dall'ultimo incendio (espresso in anni) secondo la relazione logaritmica $S = 2.902 + 4.471 \times \ln(\text{Tempo})$ ($R^2 = 0.750$; P

$= 0.0001$; Tab.1; Fig. 1). Questa relazione suggerisce che la ricchezza specifica aumenta drasticamente già dal secondo anno dopo l'incendio, continua ad aumentare nei primi 8-10 anni per raggiungere un plateau intorno ai 25-30 anni, età in cui la ricchezza specifica assume valori analoghi a quelli dei boschi maturi non bruciati da oltre 50 anni.

Per quanto riguarda il turn-over lungo la successione, i valori dell'indice di Whittaker (in diagonale nella Tab. 3) tendono a decrescere con il tempo. Fra il primo ed il secondo anno post incendio il ricambio delle specie mostra uno dei valori più elevati a causa della bassa ricchezza specifica del primo stadio della serie ($S = 12$), cui seguiva un raddoppio ($S = 24$) nella seconda stagione riproduttiva dopo l'incendio (Fig. 1 e Appendice 1). Il ricambio delle specie tra il primo anno ed i successivi (valori nella prima colonna della Tab.3) è generalmente elevato (> 0.27) e raggiunge il massimo (0.40) nel confronto tra la comunità del primo anno post incendio e quella tipica dei boschi maturi. Nel complesso, anche se è possibile affermare che il ricambio diminuisce nel tempo fino ad un minimo tra gli stadi 25 e 50 anni, va rimarcato che il ricambio specifico ha un andamento complesso e non lineare negli stadi intermedi (ad es, 4.5 con 8.5 anni, 4.5 con > 50).

Il primo fattore (F1) dell'analisi delle corrispondenze spiega il 59.5% della varianza totale del sistema ed è correlato positivamente alle specie tipiche di aree aperte e di macchia e negativamente a quelle prettamente boschive (Appendice 1). Questo fattore ordina parzialmente le comunità separando quelle più mature (> 50 anni e > 25 anni) dalle altre, ma non evidenzia un vero e proprio gradiente ordinato nel periodo tra 0.5 e 9.5 anni dopo l'incendio (Fig. 2).

Tabella 1. Descrizione delle aree di studio incendiate (AB) e controllo (CNB) con l'età dell'ultimo incendio e la ricchezza specifica (S) della comunità di uccelli. - *Summary of sampled areas (AB = burned; CNB = control) analysed in the study with the year of last fire and the species richness (S) in 2002 and 2003.*

Aree	Anno dell'ultimo incendio	Stadio della serie post incendio	N punti di ascolto	S	
				2002	2003
AB1	2001	Iniziale	52	12	17
AB2	2001	Iniziale	44	9	17
AB3	2001	Iniziale	49	10	19
AB4	2000	Intermedio	12	17	—
AB5	1998	Intermedio	78	22	21
AB6	1993	Intermedio	71	19	21
CNB1	1973	Finale/controllo	41	24	28
CNB2	c.1950	Finale/controllo	55	28	27
CNB3	c.1950	Finale/controllo	38	26	25
CNB4	c.1950	Finale/controllo	35	25	25

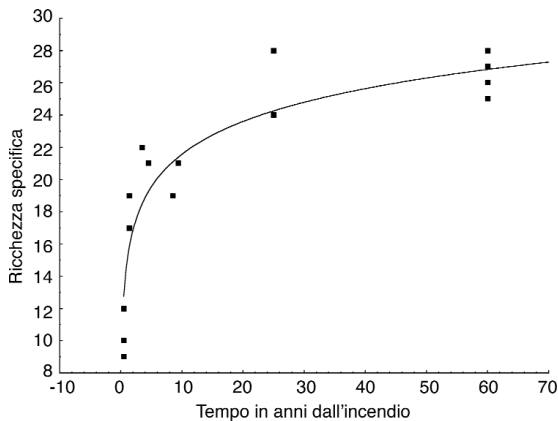


Figura 1. Variazione della ricchezza specifica (S) in funzione del tempo (anni) trascorso dall'incendio. - Variation of the species richness (S) according to the post-fire age (years).

L'analisi dell'annidamento fornisce una temperatura della matrice ordinata di presenza/assenza di 21.47° , significativamente inferiore a quella ottenuta con il test di randomizzazione ($63.39^\circ \pm 4.21$, $P < 0.0001$, $N = 1000$ permutazioni). Il valore di prevedibilità di assenza è compreso tra -0.258 e 0.210 , il che indica un certo grado di stabilità della comunità. La temperatura ottenuta indica che le comunità erano sostanzialmente annidate in una serie di sottoinsiemi corrispondenti ai diversi stadi della serie post incendio, ed evidenzia che la comparsa delle specie nella successione è avvenuta con un certo ordine.

Delle 33 specie censite ed organizzate nella matrice di annidamento, il 12% (ghiandaia *Garrulus glandarius*, capinera *Sylvia atricapilla*, sterpazzolina *Sylvia cantillans* e merlo *Turdus merula*) è risultato essere resistente ed eurivalente, essendo presente in ogni stadio della serie. Il 30% ($N = 10$, tra cui diverse specie forestali come il codibugnolo *Aegithalos caudatus*, il rampichino *Certhia brachydactyla*, il fringuello *Fringilla coelebs* ed il picchio rosso maggiore *Dendrocopos major*), compariva già dai primi stadi della successione, mentre il 27% ($N = 9$) è risultato idiosincratico, a causa delle presenze o assenze inaspettate nei singoli stadi. Tra le nove specie idiosincratice, il verzellino (*Serinus serinus*) è l'unica che mostra un disturbo di tipo stocastico (RN: 12% delle specie idiosincratice), mentre le altre 8 costituivano un "coherent noise" (88%). Due di queste specie (usignolo *Luscinia megarhynchos* e tortora *Streptopelia turtur*) sono migratrici, quattro esclusivamente legate ad ambienti aperti o specifici (fanello *Carduelis cannabina*, usignolo di fiume *Cetti cetti*, tottavilla *Lullula arborea* e magnanina

Tabella 2. Risultati dei modelli di regressione considerati per analizzare la relazione tra la ricchezza specifica ed il tempo della serie post incendio. SE = errore standard, r = coefficiente di correlazione. Il miglior modello risulta essere quello con SE minore ed r maggiore. - The best fit to the regression models ordered according to standard error (SE) and correlation coefficient (r).

Modello di regressione	SE	r
Logaritmica	3.986	0.750
Quadratica	5.024	0.587
Esponenziale	5.036	0.548
Lineare	5.329	0.466

Sylvia undata) e due stanziali (rampichino e gazza *Pica pica*). Gran parte dell'aumento della temperatura della matrice annidata è determinato dalle specie migratrici, che occupano la successione in maniera del tutto casuale (tortora), e da quelle esclusive di zone aperte (tottavilla, Prodon *et al.* 1984, Lo Valvo *et al.* 1993). Le due specie stanziali creano 'disturbo' all'interno della matrice riorganizzata dal software in quanto compaiono in modo del tutto casuale all'interno della serie post incendio (gazza) o sono presenti solo in alcuni stadi iniziali della serie (rampichino).

Infine, la relazione tra il coefficiente di variazione delle frequenze delle specie e la loro posizione (rango) all'interno della matrice riordinata dal software è risultata altamente significativa ($r_s = 0.949$, $N = 33$, $P = 0.0001$), suggerendo che le specie più annidate (cioè quelle che si ritrovano ai primi posti della matrice) sono anche quelle che hanno un coefficiente di variazione della frequenza relativa più basso. Ciò equivale a dire che le specie più caratteristiche di ogni stadio serale (migliori annidamenti) tendono ad avere minime fluttuazioni di frequenza da un anno di censimento all'altro, rispetto a quelle

Tabella 3. Valori relativi al turn-over specifico negli stadi serali della successione di bosco termofilo misto delle Madonie (Sicilia). - The Whittaker index measuring the turn-over of bird species along the secondary succession in the mixed evergreen oak wood of the Madonie Regional Park (Sicily).

Anni	0.5	1.5	3.5	4.5	8.5	9.5	>25
1.5	0.33						
3.5	0.27	0.20					
4.5	0.39	0.28	0.19				
8.5	0.31	0.22	0.16	0.32			
9.5	0.29	0.21	0.25	0.25	0.22		
>25	0.40	0.15	0.14	0.22	0.24	0.19	
>50	0.40	0.27	0.18	0.31	0.29	0.23	0.11

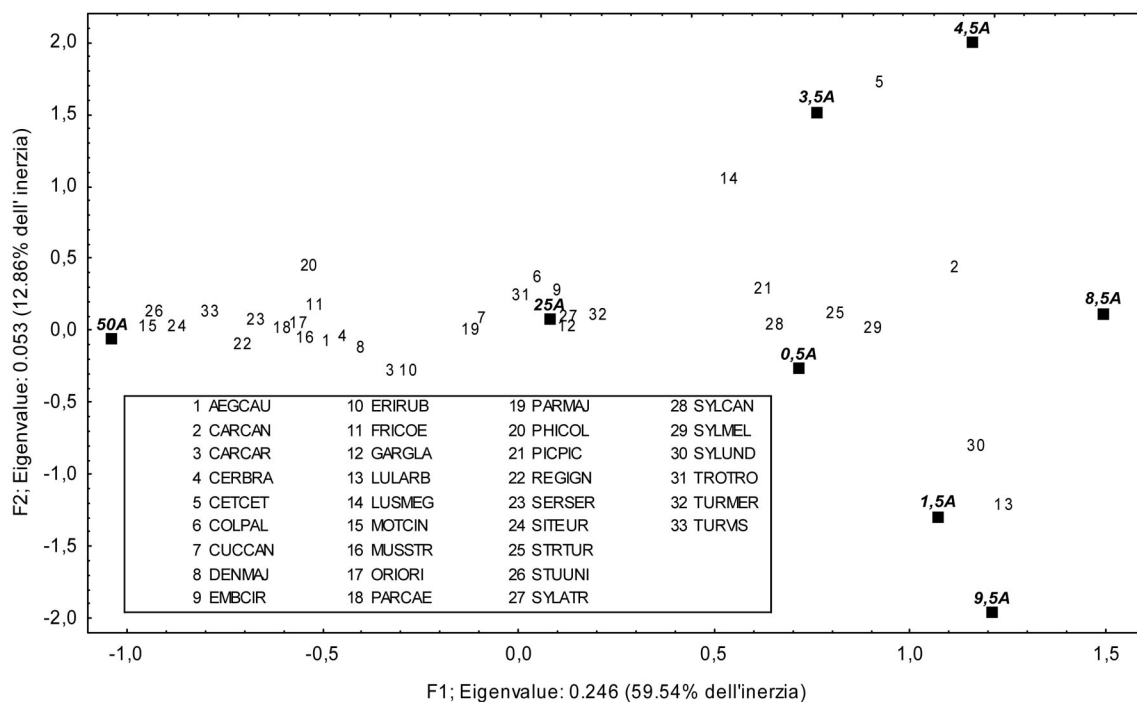


Figura 2. Ordinamento delle frequenze di rilevamento delle specie, nelle aree prese in esame, in funzione degli anni post incendio. Le specie sono state abbreviate alle prime tre lettere del genere e della specie (es. *Aegithalos caudatus* = AEGCAU). - Results of correspondence analysis among bird relative frequencies and secondary succession stages ordered according post-fire age. Species acronyms are such as *Aegithalos caudatus* = AEGCAU.

idiosincratiche che mostrano, di anno in anno, maggiori oscillazioni della frequenza di popolazione.

DISCUSSIONE

I risultati di questo lavoro evidenziano che gli incendi dei boschi meso-mediterranei hanno selezionato una comunità stabile e resistente, che si succede negli stadi serali in modo non casuale. Oltre al gruppo di specie sempre presenti in tutta la successione, i dati evidenziano l'esistenza di un secondo gruppo di specie con forte propensione ad occupare i primi stadi della serie. Nonostante un primo rapido aumento della ricchezza specifica negli anni immediatamente successivi all'incendio, i tempi di recupero della comunità sembrano essere piuttosto lunghi, dato che sono necessari almeno 25-30 anni prima che si ristabilisca la ricchezza specifica dell'avifauna di bosco non disturbato. Andamenti analoghi sono stati osservati in una serie termo-mediterranea post incendio in Catalogna (Herrando 2001). Al contrario, studi compiuti sulla successione ecologica in ambienti insulari non perturbati da incendio (per es.

Lo Valvo e Massa 1989, Blondel 1995) riportano che la ricchezza specifica della comunità di uccelli è in genere massima negli stadi intermedi della successione (macchia alta) e diminuisce negli stadi terminali di bosco ceduo e di foresta matura.

Il ricambio faunistico nella successione sembra dipendere dalla massiccia e veloce colonizzazione delle specie che rioccupano i primi stadi della macchia in rigenerazione dopo l'incendio. Il primo nucleo di specie resistenti all'incendio, (cioè quelle capaci di nidificare subito dopo la perturbazione) si arricchisce già dalla stagione successiva di un consistente gruppo di specie (Prodon *et al.* 1987, Pons e Prodon 1996). Dai 4.5 anni in poi, il ricambio sembra invece essere dovuto all'avvicendamento delle specie di macchia, che vengono sostituite da quelle di bosco.

L'ordinamento della frequenza relativa delle specie negli stadi della successione non segue un gradiente temporale ordinato, se non negli stadi più maturi della successione. Alcuni studi (Prodon e Lebreton 1981, Herrando 2001) hanno ottenuto risultati di ordinamento simili, seppur con le specificità relative alle successioni e alla comunità analiz-

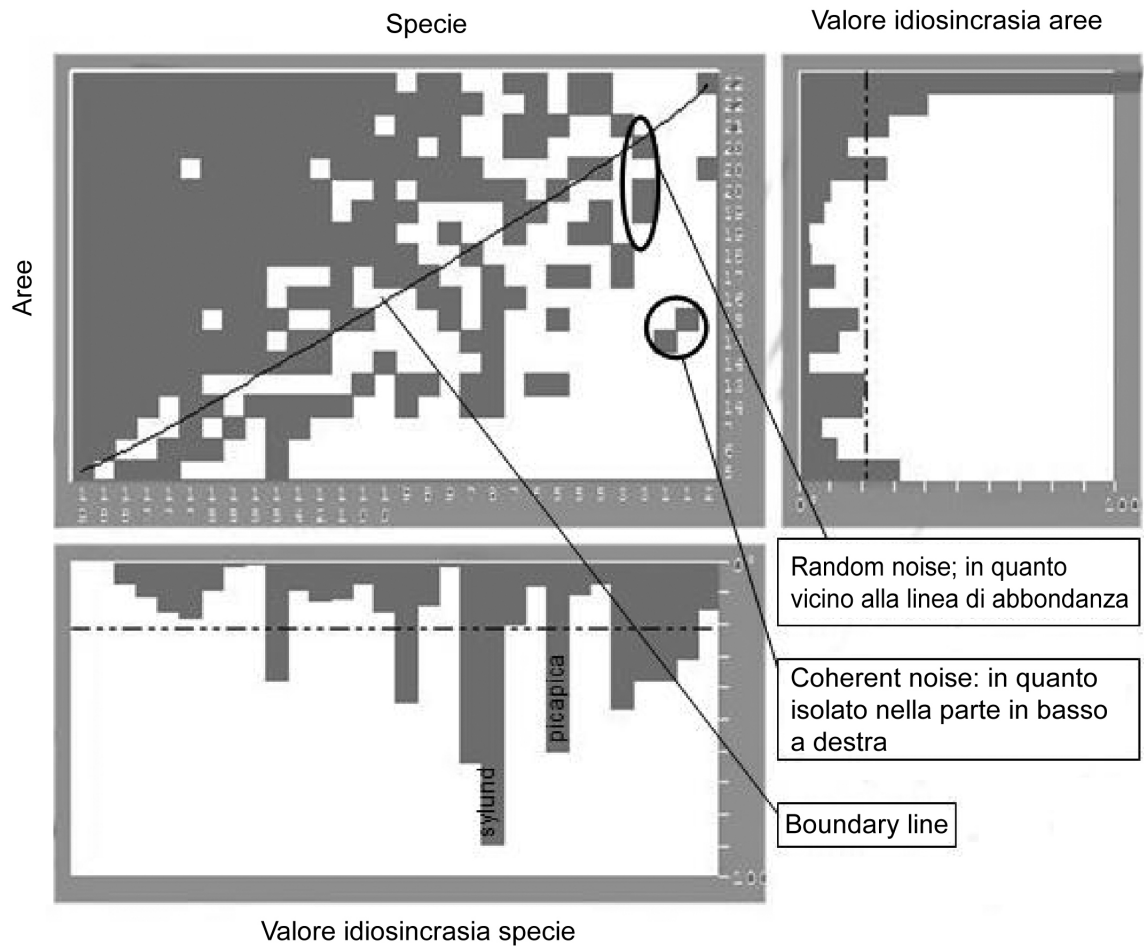


Figura 3. Aspetto della matrice delle specie nelle aree, riordinata secondo i principi dell'annidamento in base al software Nestedness Temperature Calculator; con esempio di individuazione di specie idiosincratice (Coherent e Random noise) desunto dalle spiegazioni contenute nel software. Le linee tratteggiate nei due grafici (aree a destra e specie in basso) individuano la soglia d'idiosincrasia relativa alle aree ed alle specie. - *An example of bird matrices re-ordered according to Nestedness principles, by Nestedness Temperature Calculator. Coherent and Random noise species are indicated together with the idiosyncratic boundary lines for species (below insert) and areas (right insert).*

zate. Le cause che potrebbero aver determinato la scarsa corrispondenza tra specie e stadi serali sull'F2 non sono per ora interpretabili. Queste discrepanze potrebbero essere determinate dal forte peso di specie legate a biotopi umidi (usignolo di fiume), oppure di specie non strettamente legate alla macchia secondaria (tortavilla, fanello) ed osservate in pochi punti d'ascolto ricadenti in zone aride e ed erose.

Ciascuna comunità dei diversi stadi della serie post incendio risulta essere un sottoinsieme proprio della comunità del livello gerarchico superiore nella successione. Questo risultato deve essere valutato con cautela, poiché l'annidamento sembra essere una caratteristica comune e costante dei sistemi biologici (Wright *et al.* 1998), e l'annidamento delle

comunità di una successione deve essere verificata statisticamente contro ipotesi nulle per evitare di incorrere in false conclusioni (Fisher e Lindenmayer 2002). In ogni caso, le specie più annidate sono quelle che hanno dimostrato una migliore risposta alla perturbazione in quanto tendono a comparire con frequenze omogenee nelle varie aree sin dalla prima stagione dopo l'incendio.

I risultati della CA e dell'annidamento mostrano infine che il codibugnolo ed il rampichino, specie legate al bosco ed agli ambienti arborei anche in Sicilia (Lo Valvo *et al.* 1993), riescono ad occupare la serie già dal suo inizio. Analogamente, in Europa continentale, il rampichino ed il codibugnolo colonizzano formazioni di fustaia in rigenerazione dopo

il taglio silvicolturale (Ferry e Frochot 1970, Prodon e Lebreton 1981). La loro nidificazione (durante lo studio sono stati trovati nidi riproduttivi di entrambe le specie) nei primi stadi di rigenerazione post incendio dei boschi meso-mediterranei della Sicilia è sicuramente favorita dalla sopravvivenza agli incendi delle querce da sughero (Frequenza di ricaccio vegetativo delle sughere bruciate nell'area studiata = 93%; $N = 1000$), delle querce decidue adulte ($F = 59\%$; $N = 1000$) e dalla resistenza di parte dell'artropodofauna (Casamento e Massa 1997). Gli incendi frequenti, e quindi il costante regime di perturbazione, avrebbero pertanto propiziato un adattamento di queste due specie ad un habitat formato da alberi bruciati in rigenerazione vegetativa e da un'entomofauna impoverita.

Tutto questo porta a concludere che, numerose specie dell'avifauna siciliana nidificante nelle formazioni meso-mediterranee, abbiano sviluppato adattamenti al regime del fuoco. I dati raccolti indicherebbero inoltre che alcune specie, tipicamente boschive sono riuscite, a vario grado, a sviluppare una resistenza alla perturbazione. Studi passati hanno già rilevato un effetto moderato del fuoco (bassa mortalità diretta) sull'avifauna ed una notevole fedeltà al sito e quindi capacità di ricolonizzazione delle aree incendiate (Lawrence 1966, Pons e Prodon 1996).

Ringraziamenti – Desidero ringraziare Maurizio Sarà che mi ha seguito nell'elaborazione dei dati e stesura del testo e i referee per le loro critiche costruttive che hanno migliorato il testo. Inoltre, Andrea Milazzo che mi ha coadiuvato nella ricerca. Dedico questo lavoro allo scomparso Walter Falletta, compagno di campo nella ricerca, amico e compagno di avventure e fratello nei momenti difficili.

BIBLIOGRAFIA

- Andrén H 1994. Effect of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitats: a review. *Oikos* 71: 355-266.
- Atmar W, Patterson BD 1993. The misure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia* 96: 373-382
- Atmar W, Patterson BD 1995. The nestdeness temperature calculator . A visual program, including 294 presece-
assence matrices. AICS Research, Inc., University Park, NM, and The Field Museum, Chicago.
- Blondel J 1975. L'analyse des peuplements d'oiseaux, éléments d'un diagnostic écologique. I. la méthode des échantillonnage frequentiels progressifs (E.F.P.). *Revue d'Ecologie, Terre et Vie* 29: 533-586.
- Blondel J 1995. Biogeographie: approche écologique et évolutive. Masson et Cie, Paris.
- Blondel J, Aronson J 1999. Biology and wildlife of the Mediterranean region. Oxford University Press, Oxford.
- Casamento G, Massa B 1997. Gestione degli agroecosistemi ed ecosistemi forestali ed interazioni sulla pedofauna. *Il Naturalista Siciliano* 21: 89-121.
- Chaneton EJ, Facelli JM 1991. Disturbance effects on plant community diversity: spatial scales and dominance hierarchies. *Vegetatio* 93: 141-155
- Collins SL 1989. Experimental analysis of patch dynamics and community heterogeneity in tallgrass prairie. *Veg-
etatio* 85: 57- 66.
- Collins SL 1992. Fire frequency and community heterogeneity in tallgrass prairie vegetation. *Ecology* 73: 2001-2006.
- Ferry C, Frocho B 1970. L'avifaune nidificatrice d'une foret de chenes pédonculés en Bourgogne: étude de deux succession écologique. *Revue d'Ecologie, Terre et vie* 24: 153-250.
- Fisher J, Lindenmayer DB 2002. Treating the nestedness temperature calculator as a 'black box' can lead to false conclusions. *Oikos* 99: 193-199.
- Forman RTT 1995. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge.
- Fuller RJ, Langslow DR 1984. Estimating numbers of birds by point counts: how long should counts last? *Bird Study* 31: 195-202.
- Greenacre MJ 1984. Theory and applications of correspondence analysis. Academic Press, New York.
- Herrando S 2001. Habitat disturbance in mediterranean landscape: effect of fire and fragmentation of bird. PhD Thesis, University of Barcellona.
- Izhaki I, Adar M 1997. The effects of post-fire management on bird community succession. *International Journal of Wildland Fire* 7: 335-342.
- Izhaki I 2000. Passerine bird communities in Mediterranean pine forests. Ecology, Biogeography and Management of *Pinus halepensis* and *P. brutia*. In: Ne'eman G, Traubaud L, Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin, Buckhuys Publishers, Leiden, pp. 237-250.
- Lawrence GE 1966. Ecology of vertebrate animals in relation to chaparral fire in the Sierra Nevada foothills. *Ecology* 47: 278-291.
- Le Houérou HN 1981. Impact of man and his animals. In: di Castri F, Goodall DW, Specht RL (eds). Mediterranean-type shrublands, Collection Ecosystems of the world, Volume 11. Elsevier, Oxford, pp. 479-521.
- Liacos LG 1973. Present studies and history of burning in Greece. *Proc. Annual Tall Timber Fire Ecology Conference*. Portland, Oregon 14: 65-95.
- Lo Valvo M, Massa B 1989. Les communautés d'oiseaux nicheurs dans des successions à chene vert *Quercus ilex* en sicile et en corse. *Alauda* 57: 308-318.
- Lo Valvo M, Massa B, Sarà M 1993. Uccelli e Paesaggio in Sicilia alle soglie del terzo millennio. *Naturalista siciliano* 17: 1-373.

- Naveh Z 1990. Fire in the Mediterranean, a landscape ecological perspective. In: Goldammer GJ, Jenkins MJ (eds), *Fire ecosystem dynamics*, Academic publishing, Den Haag, pp.1-20.
- Patterson BD, Atmar W 1986. Nested subset and structure of insular mammalian faunas and archipelagos. *Biological Journal of the Linnean Society* 28: 65-82.
- Patterson BD, Atmar W 2000. Analyzing species composition in fragments. In: Rheinwald G (ed), *Isolated vertebrate Communities in the Tropics*, Bonn Zoological Monographs n. 46, pp. 9-24.
- Pickett ST, White PS 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, New York.
- Pignatti S 1997. *Ecologia del Paesaggio*. UTET, Torino.
- Pons P, Prodon R 1996. Short term temporal patterns in a Mediterranean shrubland bird community after fire. *Acta Oecologica* 17: 29-41.
- Prodon R 1992. Animal communities and vegetation dynamics: measuring and modeling animal community dynamics along forest successions. In: Teller A, Mathy P, Jeffers JNR (eds). *Responses to forest ecosystems to environmental changes*. Elsevier Applied Science, London, pp. 126-141.
- Prodon R, Fons R, Peter AM 1984. L'impact du feu sur la végétation, les oiseaux et les micromamifères dans diverses formations des Pyrénées-Orientales: premiers résultats. *Revue d'Ecologie, Terre Vie* 39: 129-158.
- Prodon R, Fons R, Athias-Binche F 1987. The impact of fire on animal communities in Mediterranean area. In: Traubaud L. (ed), *The role of fire on ecological systems*, SPB Academic Publishing, The Hague, pp. 121-157.
- Prodon R, Lebreton JD 1981. Breeding avifauna of a Mediterranean succession: the holm oak and cork oak series in the eastern Pyrenees, 1. Analysis and modeling of the structure gradient. *Oikos* 37: 21-38.
- Prodon R, Pons P 1993. Postfire bird studies: methods, questions and perspectives. In: L. Traubaud L, Prodon R (eds), *Fire in Mediterranean ecosystems*, *Ecosystems research reports* 5. Commission of the European communities, Brussels, pp. 332-343.
- Raimondo FM 1998. Carta del Paesaggio e della Biodiversità vegetale della Provincia di Palermo. *Quaderni di Botanica Ambientale e Applicata* 9: 3-160.
- Sisk TD, Haddad NM, Ehrlich PR 1997. Bird assemblage in patchy woodlands: modelling the effects of edge and matrix habitats. *Ecological Application* 7: 1170-1180.
- Sousa WP 1984. The role of disturbance in natural communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst* 15: 353-391.
- Traubaud L 1981. Man and fire: impacts on Mediterranean vegetation. In: di Castri F, Goodall DW, Specht RT (eds.) *Mediterranean-type shrublands. Ecosystems of the world*, 11. Elsevier, Amsterdam. pp. 523-537.
- Traubaud L, Galtié JF 1996. Effects of fire frequency on plant communities and landscape pattern in the Massif des Aspres (southern France). *Landscape Ecology* 11: 215-224.
- Traubaud L, Prodon R 1993. Fire in Mediterranean ecosystem. *Ecosystem Research Report* n. 5. Commission European Communities, Brussels.
- USSAB 2003. Carta delle aree a rischio d'incendio. Ufficio Speciale Servizio Antincendio Boschivo Regione Sicilia, Palermo.
- Whittaker RH 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.
- Wright DH, Patterson BD, Mikkelsen GM, Culter A, Atmar W 1998. A comparative analysis of nested subset patterns of specie composition. *Oecologia* 113: 1-20.

Appendice 1 – Frequenza standardizzata a 100 sul totale delle presenze ($N = 2361$) delle specie di uccelli censite con il metodo dei punti di ascolto casuali nella serie post incendio dei boschi meso-mediterranei delle Madonie. La matrice è ordinata secondo le coordinate del primo fattore (F1) dell'analisi delle corrispondenze in modo da mostrare i pesi relativi dalle specie più legate all'ambiente boschivo delle aree di controllo (valori negativi) a quelle più legate ai primi stadi della successione post incendio (valori positivi). – *The relative frequency standardised to 100 of bird species recorded by random point counts in the secondary succession stages ordered according post-fire age. Bird species have been ranked by the F1 coordinates of correspondence analysis in order to show their relative weights. Bird species typical of control woodland areas show negative values whereas those present in the early post-fire stage show positive values.*

Specie	Stadio della successione (anni dall'incendio)									F1
	0.5	1.5	3.5	4.5	8.5	9.5	>25	>50	Totale	
Ballerina bianca <i>Motacilla cinerea</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.085	0.085	-1.040
Picchio muratore <i>Sitta europea</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	1.991	1.991	-1.040
Storno nero <i>Sturnus unicolor</i>	0.000	0.000	0.000	0.042	0.000	0.000	0.000	0.805	0.847	-0.930
Tordela <i>Turdus viscivorus</i>	0.000	0.042	0.127	0.000	0.000	0.000	0.042	1.228	1.440	-0.786
Fiorellino <i>Regulus ignicapillus</i>	0.000	0.042	0.000	0.000	0.000	0.042	0.127	0.762	0.974	-0.705
Verzellino <i>Serinus serinus</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.042	0.085	0.127	-0.667
Cinciarella <i>Parus caeruleus</i>	0.042	0.212	0.085	0.212	0.085	0.254	0.847	4.828	6.565	-0.602
Rigogolo <i>Oriolus oriolus</i>	0.000	0.000	0.000	0.042	0.000	0.042	0.085	0.424	0.593	-0.563
Pigliamosche <i>Muscicapa striata</i>	0.000	0.042	0.000	0.000	0.000	0.000	0.127	0.296	0.466	-0.543
Lui piccolo <i>Phylloscopus collybita</i>	0.000	0.000	0.339	0.042	0.000	0.000	0.042	1.059	1.482	-0.534
Fringuello <i>Fringilla coelebs</i>	0.169	0.339	0.339	0.466	0.000	0.085	0.339	4.447	6.184	-0.520
Codibugnolo <i>Aegithalos caudatus</i>	0.000	0.169	0.042	0.000	0.042	0.042	0.254	1.186	1.737	-0.510
Rampichino <i>Certhia brachydactyla</i>	0.127	0.466	0.169	0.000	0.127	0.000	0.466	2.626	3.981	-0.449
Picchio rosso maggiore <i>Dendrocopos major</i>	0.042	0.169	0.042	0.042	0.000	0.169	0.424	1.398	2.287	-0.404
Cardellino <i>Carduelis carduelis</i>	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.085	0.127	0.254	0.466	-0.327
Pettirosso <i>Eriothacus rubecula</i>	0.042	0.169	0.085	0.000	0.042	0.678	0.805	2.287	4.108	-0.282
Cinciallegre <i>Parus major</i>	0.169	0.466	0.254	0.551	0.339	0.678	1.228	3.600	7.285	-0.120
Cuculo <i>Cuculus canorus</i>	0.000	0.127	0.127	0.127	0.127	0.127	0.127	0.847	1.609	-0.092
Scricciollo <i>Troglodytes troglodytes</i>	0.000	0.593	1.017	0.508	0.339	0.339	1.228	2.838	6.861	0.008
Zigolo nero <i>Emberiza cirrus</i>	0.000	0.127	0.254	0.212	0.127	0.127	0.254	0.847	1.948	0.029
Colombaccio <i>Columba palumbus</i>	0.127	0.381	0.593	0.635	0.339	0.085	1.059	2.033	5.252	0.050
Ghiandaia <i>Garrulus glandarius</i>	0.466	0.296	0.551	0.169	0.127	0.466	0.847	1.567	4.490	0.101
Capinera <i>Sylvia atricapilla</i>	0.212	0.805	0.593	0.974	0.593	0.805	1.355	3.388	8.725	0.118
Merlo <i>Turdus merula</i>	0.593	1.017	1.271	1.059	0.635	1.144	1.567	3.854	11.139	0.192
Usignolo <i>Luscinia megarhynchos</i>	0.000	0.000	0.127	0.466	0.169	0.000	0.169	0.254	1.186	0.538
Gazza <i>Pica pica</i>	0.000	0.085	0.127	0.000	0.127	0.000	0.042	0.085	0.466	0.626
Sterpazzolina <i>Sylvia cantillans</i>	0.466	0.847	0.762	1.228	0.974	1.482	1.186	1.186	8.132	0.657
Tortora selvatica <i>Streptopelia turtur</i>	0.000	0.127	0.000	0.085	0.000	0.000	0.085	0.000	0.296	0.811
Occhiocotto <i>Sylvia melanocephala</i>	0.212	1.567	1.186	1.101	0.974	1.313	0.551	0.424	7.327	0.907
Usignolo di fiume <i>Cettia cetti</i>	0.000	0.000	0.085	0.212	0.000	0.000	0.042	0.000	0.339	0.924
Tottavilla <i>Lullula arborea</i>	0.000	0.169	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.169	1.070
Fanello <i>Carduelis cannabina</i>	0.000	0.042	0.000	0.042	0.000	0.000	0.000	0.000	0.085	1.114
Magnanina <i>Sylvia undata</i>	0.000	0.381	0.000	0.169	0.212	0.551	0.042	0.000	1.355	1.171
Totale	2.668	8.683	8.175	8.386	5.379	8.513	13.511	44.684	100	