



UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI
FIRENZE

FLORE

Repository istituzionale dell'Università degli Studi di Firenze

Analisi della struttura di comunità e delle preferenze ambientali nell'avifauna di un agro-ecosistema complesso.

Questa è la Versione finale referata (Post print/Accepted manuscript) della seguente pubblicazione:

Original Citation:

Analisi della struttura di comunità e delle preferenze ambientali nell'avifauna di un agro-ecosistema complesso / L. TUCCI; L. OTTONETTI; M. LEBBORONI; M. CORTI; F. ROMEI; G. SANTINI. - In: L'ITALIA FORESTALE E MONTANA. - ISSN 0021-2776. - STAMPA. - 61:(2006), pp. 367-379.

Availability:

The webpage <https://hdl.handle.net/2158/223140> of the repository was last updated on

Terms of use:

Open Access

La pubblicazione è resa disponibile sotto le norme e i termini della licenza di deposito, secondo quanto stabilito dalla Policy per l'accesso aperto dell'Università degli Studi di Firenze (<https://www.sba.unifi.it/upload/policy-oa-2016-1.pdf>)

Publisher copyright claim:

La data sopra indicata si riferisce all'ultimo aggiornamento della scheda del Repository FloRe - The above-mentioned date refers to the last update of the record in the Institutional Repository FloRe

(Article begins on next page)

LORENZO TUCCI (*) - LORENZO OTTONETTI (*) - MARCO LEBBORONI (*)
MARCO CORTI (*) - FEDERICO ROMEI (*) - GIACOMO SANTINI (*)

ANALISI DELLA STRUTTURA DI COMUNITÀ E DELLE PREFERENZE AMBIENTALI NELL'AVIFAUNA DI UN AGRO-ECOSISTEMA COMPLESSO ⁽¹⁾

Lo scopo di questo studio è stato quello di analizzare la struttura e composizione delle comunità ornitiche di un ecosistema agricolo. L'indagine è stata realizzata utilizzando congiuntamente dati remoti (foto aeree) e rilievi sul campo. I dati così ottenuti sono stati analizzati sia a livello di comunità che di singole specie. Nel primo caso sono state utilizzate tecniche standard di analisi multivariata (nMDS, analisi cluster, test ANOSIM), al fine di stabilire correlazioni tra particolari caratteristiche ambientali e gruppi di specie di uccelli. Nel secondo caso sono stati implementati e validati modelli di tipo GLM e GAM, al fine di evidenziare le variabili ambientali capaci di spiegare la presenza o l'assenza delle specie studiate. Entrambi gli approcci hanno prodotto risultati utilizzabili per la produzione di mappe di idoneità delle diverse specie e per la messa a punto di modelli di previsione dell'effetto di cambiamenti ambientali sulle comunità ornitiche.

Parole chiave: analisi di comunità; avifauna; statistica multivariata; modelli predittivi.
Key words: community analysis; birds; multivariate statistics; predictive models.

1. INTRODUZIONE

Il livello di compromissione della maggior parte degli habitat naturali, determinato direttamente o indirettamente dalle attività umane, ha raggiunto limiti tali da rendere ineludibile l'imperativo di una loro attenta considerazione nella pianificazione delle attività economiche (TILMAN, 1999; DASGUPTA *et al.*, 2000). In quest'ottica, la disponibilità di strumenti attendibili di valutazione del potenziale naturalistico e della qualità ambientale, costituisce un nodo fondamentale per una corretta programmazione territoriale, alla ricerca di un equilibrio ottimale tra necessità di salvaguardia ambientale e sviluppo economico. Non sorprende quindi che uno degli

(*) Dipartimento Biologia Animale e genetica, Università degli Studi di Firenze - Via Romana 17, 50125 Firenze.

⁽¹⁾ Lavoro realizzato nell'ambito del Progetto MIUR PRIN 2004 «La gestione sostenibile delle risorse territoriali: sistemi di supporto alle decisioni» (coordinatore nazionale: S. Nocentini).

obiettivi centrali dell'ecologia applicata sia oggi quello di mettere a punto e testare metodi e criteri di valutazione sintetica dello stato di conservazione o di degrado dei sistemi ecologici a partire dai quali si possano effettuare scelte di programmazione e pianificazione.

La landscape ecology, costituisce un quadro di riferimento concettuale appropriato per impostare programmi di valutazione ecologica (FORMAN e GODRON, 1986; FARINA, 2000). Questa disciplina, nata dall'integrazione tra discipline diverse (es. ecologia, geografia, pianificazione territoriale) e dalla necessità di un nuovo modo di 'leggere' le caratteristiche dell'ambiente, pone l'accento sul concetto di 'mosaico ambientale', che deve essere valutato nell'interezza della sua struttura e delle relazioni che lo caratterizzano. Questo sviluppo concettuale ha beneficiato del notevole avanzamento delle tecniche di rilevamento remoto e di elaborazione di dati ambientali, consentendo la messa a punto di sistemi di valutazione speditivi, relativamente economici ed adatti ad effettuare analisi su scale spaziali molto ampie (es. MACK *et al.*, 1997; WIENS, 1999; INGEGNOLI, 2001). Dati digitali possono essere inseriti all'interno di Sistemi Informativi Territoriali (SIT), facilmente aggiornabili ed integrabili, tramite i quali è possibile eseguire valutazioni delle componenti ambientali, congiuntamente a valutazioni di carattere economico o sociale.

Una valutazione ambientale globale su larga scala, condotta essenzialmente utilizzando basi di dati 'remote', può tuttavia trarre beneficio dall'integrazione con informazioni sulla struttura delle comunità naturali ottenute direttamente sul campo. Tuttavia, la determinazione accurata della presenza e dell'abbondanza, anche solamente delle principali specie animali e vegetali presenti in un'area, può facilmente dimostrarsi un obiettivo realisticamente irraggiungibile, a causa dell'eccessivo impegno di tempo e di risorse necessario. Si rende quindi necessario operare una scelta dei gruppi sistematici da esaminare, che possano essere utilizzati come indicatori sintetici della qualità di un ambiente. Diversi gruppi di animali sono stati utilizzati con successo in questo senso. Per quanto riguarda gli ambienti terrestri particolarmente interessante appare la classe degli Uccelli. Questa classe è rappresentata da un elevato numero di specie che rivestono ruoli estremamente differenziati all'interno degli ecosistemi terrestri, sono caratterizzate da una elevata mobilità, e rispondono prontamente a variazioni ambientali (WIENS, 1992). L'insieme di queste caratteristiche rende questa classe un candidato ideale per la loro utilizzazione come indicatori di qualità ecologica (FURNESS e GREENWOOD, 1993). Infine, la maggior parte delle specie sono facilmente rilevabili direttamente sul campo, senza che siano necessarie la loro cattura e manipolazione, rendendo quindi possibile l'effettuazione di rilievi speditivi, anche ad una scala spaziale molto ampia, con tempi e costi relativamente contenuti (BIBBY *et al.*, 1992).

Informazioni raccolte localmente sulla presenza di specie indicatrici, possono tuttavia avere una valenza più vasta, ed essere utilizzate per la messa a punto di carte di qualità ambientale su larga scala. Tecniche statistiche avanzate come ad esempio regressione multipla basata su GLM (Generalized Linear models -McCULLAGH e NELDER, 1989; CRAWLEY, 1993) GAM (Generalized Additive Models -HASTIE e TIBSHIRANI, 1990), reti neurali (es. MANEL *et al.*, 1999), o su tecniche di *'pattern recognition'* (WILLIAMS *et al.*, 1977), possono infatti consentire di accoppiare i due tipi di informazione ed ottenere modelli predittivi estremamente potenti.

La combinazione dei due tipi di approccio (dati remoti + rilievi di campo su aree campione) può quindi consentire di raggiungere un livello di definizione della qualità ambientale nettamente superiore a quello che potrebbe essere ottenuto dall'impiego di uno solo dei due, fornendo strumenti più solidi per una efficiente pianificazione territoriale, capace di garantire da un lato la conservazione ambientale e dall'altro lo sviluppo delle attività umane.

Lo scopo di questa indagine è stato quello di analizzare la struttura e la composizione delle comunità ornitiche di un ambiente agricolo frammentato. In particolare, l'analisi è stata condotta utilizzando tecniche diverse, valutandone le rispettive potenzialità e possibilità di impiego.

2. MATERIALI E METODI

L'area prescelta per questo studio è rappresentata dal Bacino del Torrente Orme (FI), un affluente del Fiume Arno, nel tratto che va dalla sorgente alla confluenza con il Torrente Ormicello; l'area interessa i Comuni di Montespertoli, Castelfiorentino ed Empoli. L'intera zona risulta caratterizzata da andamento collinare ad uso prevalentemente agricolo (seminativi, uliveti, vigneti) e scarsa densità abitativa.

2.1 Rilievi sul campo

I dati ecologici relativi alle comunità ornitiche sono stati ricavati tramite la metodologia dei *point-counts* (BIBBY *et al.*, 1992), che consiste nel rilevamento al canto o a vista degli uccelli da postazioni fisse distribuite a caso sull'area in esame. Nello specifico, sono state individuate 121 stazioni di rilevamento, disposte casualmente sulla carta di riferimento. Il campionamento è stato eseguito durante il periodo riproduttivo (Maggio-Giugno), in una fascia oraria compresa tra le 6:00 e le 10:00, periodo di massima attività canora di molte specie. Ogni stazione è stata campionata una sola volta per un tempo di 10 minuti. Per ciascuna stazione sono state annotate la presen-

za e l'abbondanza relativa di tutte le specie nidificanti, rilevate entro un raggio massimo di 200 m dal punto centrale. Durante le operazioni di campionamento sono state inoltre acquisite informazioni ausiliarie relative agli aspetti vegetazionali quali la fisionomia e la struttura.

2.2 *Dati ambientali*

Tramite l'elaborazione di foto aeree (realizzata grazie al supporto delle altre UO partecipanti al progetto) è stato possibile costituire una classificazione tematica dell'uso del suolo del Bacino del Torrente Orme, individuandone le principali tipologie di utilizzo, la presenza di strade, edifici e centri abitati e di tutti gli elementi del paesaggio potenzialmente rilevanti per l'indagine in corso.

Intorno al centro di ciascuna stazione sono state tracciate aree circolari di 200 m di diametro, all'interno delle quali sono state calcolate, dalla mappa di uso del suolo, le percentuali di copertura di cinque differenti tipologie ambientali (oliveto/arbusteto, terreni incolti, vigneti, seminativi, boschi), ed è stata valutata la presenza di edifici o costruzioni. Per ciascuna stazione sono stati inoltre calcolati i seguenti indici sintetici di struttura ambientale: a) indice di ecotono (*Eco*), calcolato come lunghezza totale dei contatti tra i diversi tipi di habitat all'interno di ciascuna stazione; b) indice di eterogeneità (*H*), calcolato come:

$$H = - \sum p_i \ln(p_i)$$

dove p_i , rappresenta la superficie relativa di ciascun tipo di habitat; c) indice di complessità strutturale verticale (*St*) ottenuto assegnando a ciascun tipo di habitat un peso (espresso su un scala arbitraria da 1 a 6), in base alla loro estensione verticale (seminativo=1, bosco=6).

2.3 *Analisi avifauna*

I dati ottenuti dai rilievi a terra sono stati georeferenziati e digitalizzati su supporto informatico. L'analisi successiva ha seguito due differenti linee di elaborazione: modelli multivariati a livello di comunità e modelli specie-specifici.

2.3.1 Modelli di comunità

Sono state utilizzate tecniche multivariate sia per l'analisi dei dati ambientali che faunistici. In primo luogo sono state create le matrici di similarità utilizzando l'indice di Bray-Curtis, che sono state successivamente analizzate mediante *non-metric multidimensional scaling* (nMDS), *cluster analysis* ed analisi di similarità (*ANOSIM*), secondo quanto descritto in CLARKE e WARWICK (2001).

2.3.2 Modelli specie-specifici

In questa linea di analisi, sono stati elaborati modelli di presenza/assenza per ciascuna specie. Sono stati utilizzati modelli di regressione multipla basati su procedure GLM (MCCULLAGH e NELDER, 1989; CRAWLEY, 1993) e GAM (HASTIE e TIBSHIRANI, 1990), utilizzando come variabili indipendenti le variabili già descritte nella sezione precedenti (accorpendo le tipologie oliveto + vigneto in una unica variabile). La multicollinearità tra le variabili è stata valutata preventivamente mediante calcolo del VIF (*Variance Inflating Factor*), secondo quanto descritto da CHATTERJEE e PRICE (1991). La selezione delle variabili da inserire nel modello minimo adeguato è stata effettuata mediante *AIC* (*Akaike Information Criterion*), secondo quanto descritto in BURNHAM e ANDERSON, 1998). Per valutare l'efficienza dei differenti modelli nel predire accuratamente la presenza/assenza di ciascuna specie è stata impiegata una tecnica di *Cross-validation* di tipo *Jack-knife leave-one-out* (PEARCE e FERRIER, 2000). In breve questa tecnica consiste nel calibrare un modello su $n-1$ punti di osservazione (stazioni) e misurare la capacità predittiva sul rimanente punto di osservazione, non utilizzato per la calibrazione. La procedura viene successivamente reiterata per tutti i punti di osservazione. Per ciascuna stazione di osservazione si ottiene un valore *Pr* di probabilità di presenza della specie in oggetto, che deve essere confrontato con la effettiva presenza della specie in esame. Il valore *Pr* viene convertito in un dato binario (presenza/assenza) applicando una soglia arbitraria $S=0.5$).

Come misura di efficienza di previsione di ciascun modello è stata scelta l'area sottesa alla *curva ROC* (HANLEY e MCNEIL, 1982; MANEL *et al.*, 1999; PEARCE e FERRIER, 2000). Una curva *ROC* è ottenuta riportando in grafico le variazioni di *Sensitivity* (SENS) di un modello in funzione di $1-Specificity$ (SPEC), per valori crescenti della soglia di decisione *S* (compresi tra 0 ed 1, con incremento di 0.01). La *Sensitivity* di un modello rappresenta la frazione di casi in cui il modello ha correttamente previsto la presenza di una specie sul totale di casi in cui essa è realmente presente, mentre la *Specificity* rappresenta la frazione di vere assenze, correttamente previste. Per confrontare i valori di *ROC* dei differenti modelli è stato impiegato il metodo di DELONG *et al.* (1988).

3. RISULTATI

3.1 Analisi di comunità

Sono state osservate in totale 45 differenti specie nidificanti. I risultati dell'analisi di ordinamento mediante *nMDS* dei dati ambientali, sono

riportati nella Figura 1A. L'ordinamento risultante appare molto buono, come indicato dal valore di stress (0.03) estremamente basso. È possibile ottenere una indicazione del significato della disposizione dei punti nel piano di ordinamento sovrapponendo a ciascuno di questi un simbolo di dimensioni corrispondenti al valore di alcune delle variabili ambientali utilizzate. Un esempio è riportato in Figura 1B. Questi risultati sono confermati dalla *cluster analysis*. In questo caso è stato possibile identificare quattro *cluster* principali, di dimensioni differenti (*cluster* 1 n=8, *cluster* 2 n=9, *cluster* 3 n=12, *cluster* 4 n=92). È importante notare come i risultati della *cluster analysis* siano coerenti con i risultati dell'ordinamento (Figura 2), dato che le stazioni appartenenti ai differenti *cluster* formano nuvole di punti ben separati, con un margine di sovrapposizione estremamente limitato. In sostanza è possibile quindi suddividere in gruppi le stazioni di osservazione, in base alle loro caratteristiche ambientali. I valori medi delle differenti variabili (tipologie uso del suolo ed indici) caratteristici dei diversi cluster sono riportati nella Tabella 1. Come è possibile notare i *cluster* 1 e 2 rappresentano i due estremi di un possibile gradiente ambientale. Le stazioni che compongono il *cluster* 1 mostrano una prevalenza di seminativi e sono caratterizzati da un livello minimo di complessità strutturale. Al contrario, le stazioni che compongono il *cluster* 2 sono caratterizzate da una prevalenza di aree boschive e da una maggiore complessità strutturale. Tali differenze di composizione sono risultate essere statisticamente significative, mediante applicazione di un test ANOSIM (R=0.919, P<0.001).

Come ultimo passaggio è stato verificato se ai gruppi (*cluster*) di stazioni individuati dall'analisi delle componenti ambientali, corrispondessero comunità ornitiche differenti. La composizione in specie dei differenti gruppi è stata confrontata mediante ANOSIM. I risultati, riportati sommariamente nella Tabella 2 hanno dimostrato una effettiva diversità anche nella composizione di specie.

3.2 Modelli specie-specifici

Per ogni specie sono stati ottenuti due differenti modelli, uno ottenuto attraverso tecniche GLM e l'altro tramite GAM. Alcuni esempi sono riportati nella Tabella 3. Omettendo la discussione sul significato dei singoli termini inclusi nei differenti modelli è possibile evidenziare dei risultati generali.

In primo luogo, sono stati ottenuti sempre modelli statisticamente significativi.

Inoltre, a conferma di questo fatto, il potere predittivo dei singoli modelli, misurato attraverso l'area sottesa alla corrispondente curva ROC, è

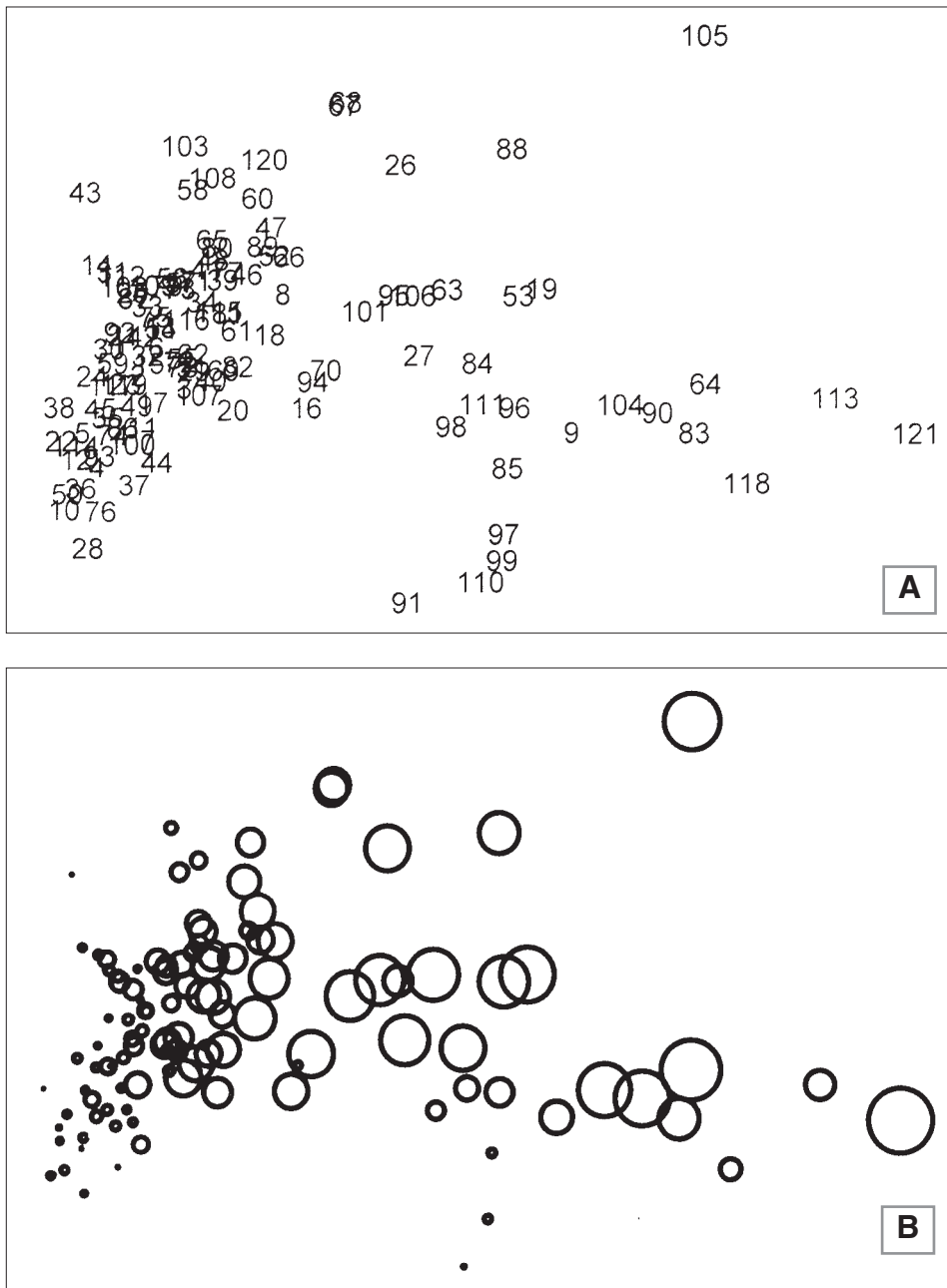


Figura 1 – Diagramma di ordinamento ottenuto attraverso la nMDS. A) I numeri si riferiscono all'identificativo di ciascuna stazione. B) Le dimensioni dei simboli sono proporzionali alla proporzione di superficie boscata all'interno di ciascuna stazione.

– nMDS ordination plot. A) Numbers are the labels of sampling sites. B) Dimensions of symbols are proportional to importance of woodlands inside each sampling site.

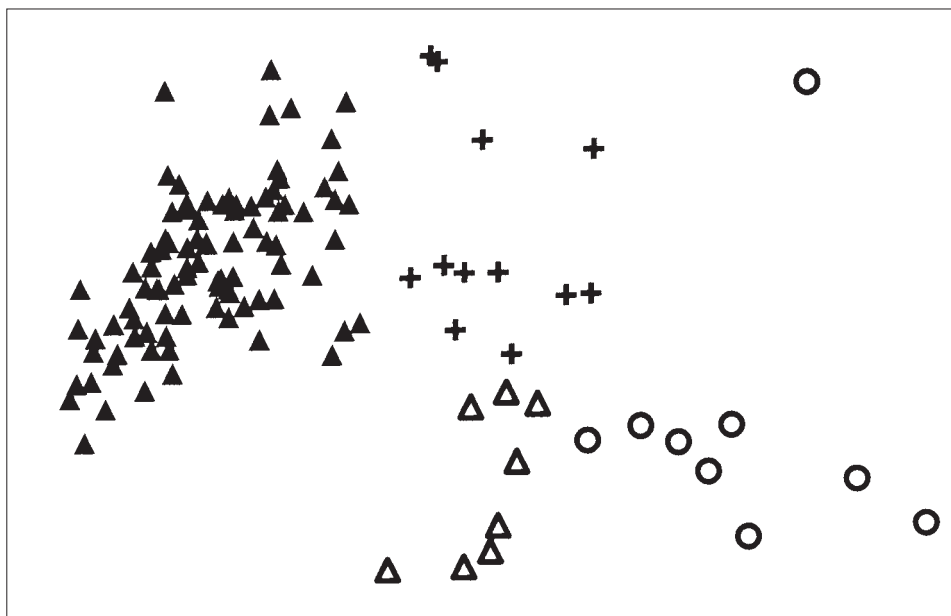


Figura 2 – Diagramma di ordinamento ottenuto attraverso la nMDS. I simboli si riferiscono al cluster di appartenenza di ciascuna stazione. Triangoli vuoti =1, cerchi vuoti = 2, croci =3, Triangoli pieni =4.
– nMDS ordination plot. Symbols refers to cluster number. Open triangles=1, open dots=2, cross=3, closet triangle=4.

Tabella 1 – Valori medi delle variabili ambientali e degli indici utilizzati nell'analisi, caratterizzanti i quattro cluster individuati. pasc = pascolo/incolto, vign = vigneti, oliv = oliveti, semin = seminativo, H = indice di eterogeneità, Eco = indice di ecotono, St = indice complessità strutturale verticale.

– Average values of the variables and indexes used in the analysis, for the four habitat clusters. Pasc = grazing land, vign = winery, oliv = olive orchard, semin = arable land, H = habitat complexity index, Eco = ecotone index, St = vertical complexity index.

Cluster	pasc	bosco	vign	oliv	semin	H	Eco	St
1	0.03	0.07	0.12	0.07	0.67	89.1	84.7	6.1
2	0.01	0.6	0.07	0.15	0.13	87.15	49.9	73.7
3	0.02	0.17	0.26	0.2	0.3	129.6	149.4	141
4	0.04	0.22	0.2	0.17	0.28	179.5	167.5	33.6

risultato sempre statisticamente superiore al valore di 0.5 atteso per puro effetto del caso. In alcuni casi, tuttavia, non si è osservata una piena corrispondenza tra i modelli ottenuti attraverso GLM ed attraverso GAM, che potevano includere variabili esplicative differenti. Nonostante questo, anche in questi casi non è stata osservato alcun cambiamento significativo nelle efficienze dei modelli.

Tabella 2 – Confronti tra le comunità ornitiche che caratterizzano i quattro differenti *cluster* di habitat. R = statistica ANOSIM, P = livello di significatività.

– Results of pairwise ANOSIM tests comparing avian communities characterizing the four habitat clusters. R = statistic of ANOSIM test. P = probability level.

Confronti	R	P
4 vs 1	0.251	0.005
4 vs 2	0.055	0.239
4 vs 3	0.178	0.030
1 vs 2	0.322	0.001
1 vs 3	0.050	0.212
2 vs 3	0.226	0.003

Tabella 3 – Esempi di risultati ottenuti attraverso i modelli GLM e GAM. La colonna ‘modello’ indica le variabili significative incluse in ciascun modello, con il segno di ciascun coefficiente. La colonna ROC riporta l’area sottesa alla corrispondente curva ROC, con il suo errore standard tra parentesi.

– Examples of results obtained from GLM and GAM models. The variables (with sign of coefficients) included in each model are listed. ROC is the area under the ROC curve, with standard error in brackets. Eco=ecotone index, perm=permanent crops, pasc=grazing land, edif=buildings, semin=arable land, bosco=woodland.

SPECIE	GLM		GAM	
	modello	ROC	modello	ROC
<i>Cettia cetti</i>	+eco -perm -pasc	0.808 (0.077)	+eco -perm -pasc +semin	0.781 (0.096)
<i>Sylvia atricapilla</i>	+eco +bosco	0.721 (0.048)	+bosco	0.734 (0.047)
<i>Parus major</i>	-edif +perm +bosco	0.687 (0.074)	-edif +perm +bosco	0.687 (0.074)
<i>Troglodytes troglodytes</i>	+edif +bosco	0.710 (0.066)	+edif +bosco +pasc	0.680 (0.073)
<i>Cisticola juncidis</i>	+eco +pasc +semin	0.712 (0.048)	+edif +eco +pasc +semin	0.717 (0.047)
<i>Streptotelia turtur</i>	+perm +bosco +semin	0.735 (0.052)	+perm +bosco +semin	0.741 (0.058)

4. CONCLUSIONI

L’analisi della ornitofauna si conferma uno strumento potente e versatile per l’analisi di qualità e di valore ambientale. La relativa facilità di campionamento della maggior parte delle specie presenti negli ecosistemi agri-

coli in Europa e la disponibilità di una letteratura vasta e consolidata sulla biologia ed ecologia delle singole specie, costituiscono un ulteriore elemento di interesse per questa Classe di vertebrati.

In generale, i risultati dell'analisi hanno dimostrato come l'impiego di tecniche di rilevamento remote, affiancate ad un numero relativamente contenuto di rilievi sul campo, permetta la discriminazione di caratteristiche ambientali rilevanti, alle quali corrispondono comunità ornitiche differenziate. Questa possibilità apre numerose prospettive per l'estensione di indagini di tipo ecologico e faunistico a scale spaziali e temporali molto ampie, consentendo la formulazione di modelli predittivi di qualità ambientale. Le due modalità di analisi seguite in questo studio (per comunità, modelli specie-specifici), devono essere viste come complementari, perchè in grado di fornire informazioni differenti, utili per la previsione degli effetti della introduzione di disturbo o modificazioni dell'habitat sulla ornitofauna. I risultati dei modelli GLM o GAM possono essere impiegati direttamente per la produzione di mappe di idoneità o di previsione per ciascuna delle singole specie. Al contrario, i risultati ottenuti attraverso l'analisi di comunità possono essere convertiti agevolmente in mappe di idoneità e distribuzione per gruppi di specie. Infine, i modelli così ottenuti, una volta opportunamente calibrati possono essere utilizzati efficacemente per effettuare previsioni sullo status di conservazione delle differenti specie in differenti scenari di cambiamento ambientale, come ad esempio quelli potenzialmente determinati da cambiamenti nelle politiche agricole (GRIFFITHS *et al.*, 1993; LOBO e MARTIN-PIERA, 2002; SUAREZ-SEOANE *et al.*, 2002).

Merita inoltre sottolineare il fatto che l'utilizzazione di tecniche di modellizzazione differenti può portare alla formulazione di modelli differenziati, contenenti insieme di variabili esplicative diverse. Un esito di questo tipo è in parte legato alla differente flessibilità dei metodi di modellizzazione (es. BURNHAM e ANDERSON, 1998) ed alle specifiche assunzioni su cui essi si basano. In generale, metodi di tipo GAM sono molto più flessibili dei metodi GLM e, sebbene meno parsimoniosi di questi, sarebbero quindi da privilegiare (es. BARRY e ELITH, 2006; FEWSTER *et al.*, 2000).

Nonostante questo fenomeno sia descritto nella letteratura specialistica (es. BURNHAM e ANDERSON, 1998) è tuttavia pratica corrente eseguire analisi in maniera non critica, ponendo scarsa attenzione alla appropriatezza delle tecniche utilizzate e senza effettuare alcuna valutazione della efficienza predittiva dei modelli formulati. Pratiche di questo tipo possono portare ad una ambiguità di risultati che possono avere effetti estremamente pesanti quando i risultati vengano utilizzati per identificare aree adatte alla reintroduzione o protezione di specie minacciate o quando devono servire come supporto alle decisioni che coinvolgono problemi di gestione e con-

servazione (ARAUJO e WILLIAMS, 2000; GATES e DONALD, 2000; YANEZ e FLOATER, 2000).

Infine resta da sottolineare come parte delle discrepanze ottenute possa essere in parte imputabile alla difficoltà connessa alla utilizzazione di dati remoti, di identificare variabili ambientali operanti a livello di micro-scala da introdurre nei modelli (es. presenza di particolari specie di piante, posatoi ecc.). L'interpretazione dei risultati ottenuti e la loro utilizzazione per produrre mappe di idoneità o modelli di previsione deve essere quindi sempre accompagnata da giudizio critico, basato sulle informazioni disponibili sull'ecologia delle specie studiate.

RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano il Prof. I. Bernetti (Università degli Studi di Firenze) ed il Prof. G. Chirici per il prezioso supporto fornito durante l'elaborazione delle immagini.

SUMMARY

Bird community structure and habitat use in a complex agroecosystem

In this study the composition and structure of an avian community inhabiting a farmland habitat was investigated using remotely sensed data and field surveys. The data were analysed both at the community and the species levels. In the first part of the study, standard multivariate techniques (such as nMDS, cluster analysis, ANOSIM test) were employed to associate peculiar avian communities to different habitat types. In the second part, species-specific models of habitat preference were produced, using both GLM and GAM techniques. The results proved to be useful to build habitat suitability maps and to implement quantitative models to predict changes in the composition of community structure and species presence, following environmental disturbance or land use changes.

BIBLIOGRAFIA

- ARAUJO M.B., WILLIAMS P.H., 2000 – *Selecting areas for species persistence using occurrence data*. *Biological Conservation*, 96: 331-345.
- BARRY S., ELITH J., 2006 – *Error and uncertainty in habitat models*. *Journal of Applied Ecology*, 43: 413-423
- BAUDO R., 2001 – *Biological monitoring of aquatic ecosystems in Italy*. *Journal of Limnology*, 60: 49-52.
- BIBBY C.J., BURGESS N.D., HILL D.A., 1992 – *Bird census techniques*. Academic Press, London.

- BURNHAM K.P., ANDERSON D.R., 1998 – *Model Selection and Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. Springer-Verlag, New York.
- CHATTERJEE S., PRICE B., 1991 – *Regression analysis by example*. John Wiley & Sons, New York.
- CLARKE K.R., WARWICK R.M., 2001 – *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation, 2nd edition*. PRIMER-E, Plymouth.
- CRAWLEY M.J., 1993 – *GLIM for ecologist*. Blackwell science. Oxford
- DASGUPTA P., LEVIN S., LUBCHENCO J., 2000 – *Economic pathways to ecological sustainability*. Bioscience, 50: 339-345.
- DELONG E.R., DELONG D.M., CLARKE-PEARSON D.L., 1988 – *Comparing the areas under two or more correlated receiver operating characteristic curves: a nonparametric approach*. Biometrics, 44: 837-845.
- FARINA A., 2000 – *Landscape ecology in action*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands.
- FEWSTER R.M., BUCKLAND S.T., SIRIWARDENA G.M., BAILLIE S.R., WILSON J.D., 2000 – *Analysis of population trends for farmland birds using generalised additive models*. Ecology, 81: 1970-1984.
- FORMAN R.T.T., GODRON M., 1986 – *Landscape ecology*. John Wiley & Sons, New York.
- FURNESS R.W., GREENWOOD J.D.D., 1993 – *Birds as biomonitors of environmental change*. Chapman & Hall, London.
- GATES S., DONALD P.F., 2000 – *Local extinction of British farmland birds and the prediction of further loss*. Journal of Applied Ecology, 37: 806-820.
- GHETTI P.F., 1997 – *Indice Biotico Esteso (IBE). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Provincia Autonoma di Trento.
- GRIFFITHS G.H., SMITH J.M., VEITCH N., ASPINALL R., 1993 – *The ecological interpretation of satellite imagery with special reference to bird habitats*. - In: «Landscape ecology and geographic information systems», a cura di R. Haynes-Young, D.R. Green, S. Cousins. Taylor & Francis, London, p. 255-272.
- HANLEY J.A., MCNEIL B.J., 1982 – *The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve*. Radiology, 148: 839-843
- HASTIE T.J., TIBSHIRANI R.J., 1990 – *Generalized additive models*. Chapman and Hall, London
- INGENOLI V., 2001 – *Landscape ecology: a widening foundation*. Springer Verlag, Berlin.
- LOBO J.M., MARTÍN-PIERA F., 2002 – *Searching for a predictive model for species richness of Iberian dung beetle based on spatial and environmental variables*. Conservation Biology, 16: 158-173.
- MACK E.L., FIRBANK L.G., BELLAMY P.E., HINSLEY S.A., VEITCH N., 1997 – *The comparison of remotely sensed and ground-based habitat area data using species-area models*. Journal of Applied Ecology, 34: 1222-1228.
- MANEL S., DIAS J.M., BUKTON S.T., ORMEROD S.J., 1999 – *Alternative methods for predicting species distribution: an illustration with Himalayan river birds*. Journal of Applied Ecology, 36: 734-747.

- MCCULLAGH P., NELDER J.A., 1989 – *Generalized linear models*. Chapman and Hall, London.
- PEARCE J., FERRIER S., 2000 – *Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression*. *Ecological Modelling*, 133: 225-245.
- SUAREZ-SEOANE S., OSBORNE P.E., ALONSO J.C., 2002 – *Large-scale habitat selection by agricultural steppe birds in Spain: identifying species-habitat responses using generalized additive models*. *Journal of Applied Ecology*, 39: 755-771.
- TILMAN D., 1999 – *Global environmental impacts of agricultural expansions: the need for sustainable and efficient practices*. *Proceedings National Academy of Sciences USA*, 96: 5995-6000.
- WIENS J.A., 1992 – *The Ecology of Bird Communities*. Cambridge University Press, Cambridge
- WIENS J.A., 1999 – *The science and practice of landscape ecology*. In: «Landscape ecological analysis», a cura di J.M. Klopatek, R.H. Gardner. Springer Verlag, New York, p. 371-383.
- WILLIAMS G.L., RUSSELL K.R., SEITZ W.K., 1977 – *Pattern recognition as a tool in the ecological analysis of habitat*. In: «Classification inventory and analysis of fish and wildlife habitat: proceedings of a national symposium», US Fish and Wildlife Service, p. 521-531.
- YANEZ M., FLOATER G., 2000 – *Spatial distribution and habitat preference of the endangered tarantula *Brachypelma klaasi* (Araneae: Theraphosidae) in Mexico*. *Biodiversity and Conservation*, 9: 795-810.

