

FARMLAND BIRD INDEX E WOODLAND BIRD INDEX

2000-2011



SEZIONE 5 :

**UTILIZZAZIONE DEL FARMLAND BIRD INDEX PER LA
VALUTAZIONE DELL'IMPATTO SULLA BIODIVERSITÀ DELLE
MISURE DEI PIANI DI SVILUPPO RURALE
RISULTATI PRELIMINARI**

Parma, aprile 2012



Gruppo di lavoro

Questo progetto è stato possibile grazie all'impegno, professionalità e passione di molte persone che hanno collaborato con la LIPU, a titolo professionale o di volontariato, nella raccolta e nell'elaborazione dei dati.

Coordinamento generale:

Patrizia Rossi

LIPU

Via Trento, 49 - 43122 Parma - Telefono 0521 273043 - E-mail: patrizia.rossi@lipu.it

Gruppo di lavoro LIPU: Patrizia Rossi (coordinatore generale), Laura Silva (segreteria e coordinamento generale).

Hanno collaborato anche Giovanni Albarella, Rossana Bigliardi, Giorgia Gaibani, Marco Gustin, Andrea Mazza e Claudio Celada (Direttore Dipartimento Conservazione Natura).

Azioni LIPU: coordinamento generale, coordinamento nazionale monitoraggio 2011, archiviazione dati ornitologici, collaborazione alla stesura della relazione sull'andamento degli indici FBI e WBI nazionali e regionali, collaborazione al confronto fra il livello di biodiversità delle aree agricole HNV rispetto alle aree non-HNV, collaborazione alla validazione delle linee guida per l'uso del Farmland Bird Index come indicatore di impatto sulla biodiversità delle misure della politica di sviluppo rurale, opuscolo di divulgazione.

Hanno collaborato:

FaunaViva

Viale Sarca, 78 - 20125 Milano - Telefono 02 36591561

Gruppo di lavoro FaunaViva: Elisabetta de Carli, Lia Buvoli, Gianpiero Calvi, Paolo Bonazzi, Lorenzo Fornasari.

Hanno inoltre collaborato Jacopo Tonetti ed Enrico Barone.

Azioni FaunaViva: archiviazione dati ornitologici, calcolo delle tendenze di popolazioni e indici regionali FBI e WBI e stesura relazioni, collaborazione alla preparazione dei piani di monitoraggio, progettazione e gestione della nuova banca dati e dell'applicazione per l'inserimento dei dati, collaborazione al confronto fra il livello di biodiversità delle aree agricole HNV rispetto alle aree non-HNV, collaborazione alla validazione delle linee guida per l'uso del Farmland Bird Index come indicatore di impatto sulla biodiversità delle misure della politica di sviluppo rurale.

D.R.E.Am. Italia Soc. Coop. Agr. For.

Via Garibaldi, 3 - Pratovecchio (AR) - Telefono 0575 529514

Gruppo di lavoro D.R.E.Am.: Guido Tellini Florenzano, Simonetta Cutini, Tommaso Campedelli, Guglielmo Lodi.

Azioni D.R.E.Am.: coordinamento nazionale monitoraggio 2011, gestione e validazione del database, calcolo delle tendenze di popolazione e calcolo degli indici nazionali FBI e WBI e stesura relazione, calcolo dell'andamento differenziale di FBI e WBI rispetto alla Rete Natura 2000 e zone ornitologiche, preparazione dei piani di monitoraggio, censimenti in Toscana, confronto fra il livello di biodiversità delle aree agricole HNV rispetto alle aree non-HNV, validazione delle linee guida per l'uso del Farmland Bird Index come indicatore di impatto sulla biodiversità delle misure della politica di sviluppo rurale.

Sommario

Introduzione	3
Materiali e metodi	4
Dati ornitici	4
Banche dati dell'uso del suolo e delle misure agroambientali.....	5
Analisi dei dati	8
Analisi di contesto	9
Individuazione del livello ottimale di scala e delle unità territoriali	9
Analisi effettuate	12
Analisi di dettaglio.....	13
Individuazione del livello ottimale di scala e delle unità territoriali	13
Analisi effettuate	13
Risultati e Discussione	14
Risultati generali.....	14
Individuazione delle unità territoriali per le analisi	14
Analisi delle Componenti Principali.....	15
Cluster analysis - K-means	19
Risultati dei modelli	20
AZ. 2 - Agricoltura biologica	21
AZ. 8 – Mantenimento di prati e pascoli	22
AZ. 10 - Ritiro dei seminativi dalla produzione per scopi ambientali	23
Conclusioni	24
Bibliografia	25

Introduzione

La biodiversità degli ambienti agricoli è considerata in forte declino nella maggior parte dei paesi europei e numerosi sono i casi accertati di diminuzioni sia nel numero di specie sia nell'entità delle popolazioni, e questo in numerosi taxa, sia vegetali che animali (Andreasen *et al.* 1996, Benton *et al.* 2002, Heer *et al.* 2005, Kuussaari *et al.* 2007, Wretenberg *et al.* 2007, Stoate *et al.* 2009, Van Dyck *et al.* 2009). Tra i gruppi animali che più risultano interessati da questo fenomeno, gli uccelli assumono un'importanza centrale, sia perché gli impatti documentati su questi animali risultano altamente significativi (Donald *et al.* 2001, Wretenberg *et al.* 2006, Reif *et al.* 2008), sia perché, in funzione di una loro riconosciuta efficacia come indicatori ambientali (Gregory *et al.* 2003 e 2005; Gregory e Strien 2010), vengono perciò spesso utilizzati per studiare l'impatto delle pratiche agricole sulla biodiversità (Sauberer *et al.* 2004). Il declino degli uccelli agricoli a scala europea è imputato ad una molteplice serie di fattori, interagenti tra loro e difficile da elencare, ma che sostanzialmente possono essere riassunti in una progressiva riduzione di risorse trofiche e di ambienti idonei alla nidificazione, riduzione legata sostanzialmente ai cambiamenti nelle pratiche agricole (Siriwardena *et al.*, 1998; Chamberlain *et al.*, 2000; Newton 2004; Butler *et al.*, 2007; Reif *et al.*, 2008) e all'utilizzo di insetticidi e pesticidi (per una review vedi Burn 2002 e Boatman *et al.* 2004), ma anche in un'effettiva riduzione, almeno in certi contesti, delle aree coltivate, con effetti diversi a seconda delle tipologie di uso del suolo considerate (es. pascoli o seminativi; Orłowski 2004, 2005 e 2010; Kuemmerle *et al.* 2008; Spitzer *et al.* 2009). Tuttavia, il quadro che emerge da queste analisi non è ben definito, e molteplici sono i fattori e i processi capaci di determinare, a seconda delle specie che si prendono in considerazione, effetti contrastanti (Tryjanowski *et al.* 2011).

A prescindere comunque dalla natura dei fattori che hanno determinato, e determinano tuttora, la perdita di biodiversità negli ambienti agricoli europei, a fornire un quadro esaustivo di quanto preoccupante sia la situazione è proprio il Farmland Bird Index. Questo indice, calcolato a livello Europeo utilizzando i dati raccolti nell'ambito del Pan-European Common Bird Monitoring Scheme (PECBMS: <http://www.ebcc.info/pecbm.html>), ovvero una rete di progetti di monitoraggio nazionali, tra cui anche il progetto italiano Mito2000 (Fornasari *et al.* 2002), mostra un calo del 50% rispetto ai primi anni '80 (Voříšek *et al.* 2010), pur con differenze, anche notevoli, tra aree diverse del continente (Donald *et al.* 2001; Voříšek *et al.* 2007, Tryjanowski *et al.* 2011). L'European Farmland Bird Index (EFBI), ovvero l'indice che misura a livello continentale l'andamento delle popolazioni degli uccelli che nidificano negli ambienti agricoli, è stato inserito dall'Unione Europea nel novero degli Indicatori Strutturali di Sviluppo Sostenibile, un set di indicatori che hanno lo scopo di misurare, e certificare, la sostenibilità sociale e ambientale delle politiche di sviluppo dell'Unione, nonché tra i principali indicatori per la sostenibilità ambientale della Politica Agricola Comunitaria (Gregory *et al.* 2005). A seguito della scelta dell'Unione Europea, anche alcuni singoli stati hanno deciso di inserire il Farmland Bird Index nel set dei principali indicatori di sviluppo, come ad esempio il Regno Unito (Gregory *et al.* 2008).

In questo contesto, le misure agro-ambientali previste dai regolamenti attuativi della Politica Agricola Comunitaria rappresentano i principali strumenti disponibili utilizzabili per contrastare questo processo di impoverimento del paesaggio agricolo europeo (Donald e Evans 2006; Butler *et al.* 2010), soprattutto perché, a differenza degli strumenti tradizionali di gestione e conservazione della biodiversità, come ad esempio le aree protette, agiscono ad una scala molto ampia, coinvolgendo, potenzialmente, una porzione ragguardevole di superficie europea (Vickery *et al.* 2004). Tuttavia, l'applicazione di queste misure non ha prodotto risultati sempre positivi (per una review Batáry *et al.* 2011 e Kleijn *et al.* 2011, ma anche Llusia e Oñate 2005; Verhulst *et al.* 2007) e non mancano i casi in cui gli effetti sono stati decisamente negativi (Konvicka *et al.* 2008). Un aspetto particolarmente interessante correlato all'efficacia di queste misure sembra essere il contesto ambientale in cui vengono applicate (Concepción *et al.* 2008).

Numerosi studi hanno infatti evidenziato come l'efficacia di queste misure risulti significativamente maggiore se applicate in contesti caratterizzati da un'agricoltura moderna e da una scarsa presenza di aree naturali (Kleijn *et al.* 2004 e 2006; Ohl *et al.* 2008), piuttosto che se in paesaggi più diversificati e, in un certo senso, più naturali (Kovács-Hostyánszki *et al.* 2011). Considerando le singole misure agro-

ambientali, particolare attenzione è stata data all'analisi degli effetti determinati dalla diffusione dell'agricoltura biologica, spesso una delle misure più attivate sul territorio. I numerosi studi condotti sull'argomento, in particolare nelle nazioni del Nord Europa, evidenziano la presenza di effetti positivi, in particolare per alcuni taxa, come le piante selvatiche e alcuni gruppi di invertebrati, che tuttavia non sembrano generalizzabili a tutti gli organismi o a tutte le condizioni ambientali esaminate (per una review vedi Bengston *et al.* 2005); in molti casi ad esempio non si registra alcun effetto sugli uccelli (Geiger *et al.* 2010), o comunque non su tutte le specie (Donald 2004, Kragten *et al.* 2011) e solo su specifiche colture (Wrbka *et al.* 2008). Alcuni autori sostengono inoltre che, anche in quei casi in cui comunque un effetto positivo viene registrato, questo possa essere determinato più da una sorta di “sensibilità ambientale” degli agricoltori che, al pari di una conversione al biologico, adottano spesso altre forme di gestione (es. impianto di siepi e boschetti, utilizzo di un sistema di rotazione e alternanza delle colture tradizionale), di cui l'agricoltura biologica è solo una parte, e che determinerebbero, nell'insieme, gli effetti positivi registrati (Kragten *et al.* 2008 e 2011).

Le misure agro-ambientali rappresentano indubbiamente uno strumento molto importante per contrastare la perdita di biodiversità dei paesaggi agricoli, ma è altrettanto vero che gli studi fin qui condotti sottolineano come sia necessario migliorarne l'efficacia, ripensando, in maniera più stringente, forme e modalità di applicazione sulla base delle esigenze di quelle specie e habitat che si vuole tutelare (Kleijn *et al.* 2006, Whittingham 2007), anche attraverso un migliore e più continuo monitoraggio degli effetti (Primdahl *et al.* 2010).

Questa relazione ha l'obiettivo di illustrare i risultati preliminari scaturiti dall'analisi dell'effetto delle misure agroambientali previsti dal Piano di Sviluppo rurale della regione Emilia Romagna sull'avifauna nidificante.

Materiali e metodi

Dati ornitici

I dati ornitici utilizzati per le analisi provengono dal database del progetto MITO2000, il programma di monitoraggio dell'avifauna nidificante in Italia (Fornasari *et al.* 2002), e sono stati raccolti nel biennio 2010-11. Il progetto, attivo in via sperimentale dal 1999, e ufficialmente dal 2000, utilizza come metodologia di censimento quella dei punti di ascolto senza limiti di distanza (Blondel *et al.* 1981), ciascuno della durata di 10 minuti. I rilievi, condotti a partire da poco dopo l'alba e in giornate caratterizzate da condizioni meteorologiche favorevoli, sono effettuati una volta l'anno nei mesi di maggio e giugno. Ciascun rilevatore segnala tutte le specie viste o udite, annotando oltre la specie, il numero di individui e, utilizzando appositi codici, l'attività, separando i contatti entro e oltre un raggio di 100 metri.

Il progetto utilizza due diverse modalità di campionamento; una modalità che potremmo definire randomizzata, e che prevede di selezionare i punti di ascolto appunto con una procedura casuale, e una seconda in cui invece i rilievi sono predefiniti ed interessano esclusivamente le ZIO, ovvero le Zone di Interesse Ornitologico, di cui fanno parte le ZPS e anche altre aree di particolare interesse individuate a scala regionale dai coordinatori locali. L'individuazione dei punti secondo la procedura casuale è il risultato di un duplice processo di randomizzazione che, partendo dalle maglie UTM di 50x50 km, per ciascuna di queste, porta, dapprima, alla selezione casuale di quattro particelle di 10x10 km e quindi, all'interno di queste, di 15 quadrati di 1x1 km, dove vengono effettivamente realizzate le stazioni di ascolto (Fornasari *et al.* 2002). Se nei primi anni di vita del progetto era perseguito il duplice obiettivo di assicurare, parallelamente alla realizzazione di serie ripetute di rilievi nelle stesse particelle, anche il raggiungimento di una copertura territoriale più ampia possibile, negli ultimi anni è stata privilegiata la ripetizione di rilievi nelle particelle già visitate, avendo particolare cura di recuperare quelle visitate una sola volta, che così possono essere utilizzate per il calcolo degli indici aggregati (Lipu 2011a).

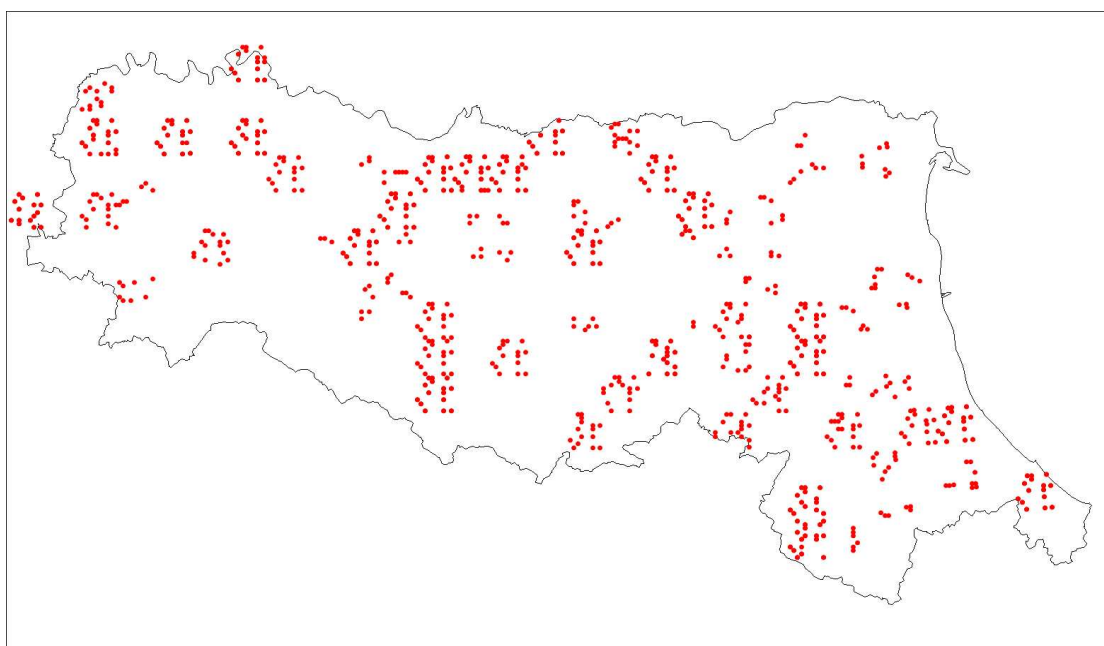


Figura 1. Localizzazione delle stazioni di ascolto effettuate nel biennio 2010-2011 nell'ambito del progetto MITO2000.

Oltre ai rilievi previsti per la campagna standard 2011 nel territorio regionale, durante la stessa stagione riproduttiva 2011 sono stati effettuati altri rilievi, per un totale di 173 stazioni di ascolto, individuati ad hoc sulla base della distribuzione delle misure agro-ambientali sul territorio; anche in questo caso la metodologia di censimento utilizzata è la stessa del progetto MITO2000. Nell'insieme risultano 701 stazioni d'ascolto distribuite su tutta la regione (Fig. 1).

Banche dati dell'uso del suolo e delle misure agroambientali

Le banche dati ambientali utilizzate nelle analisi, sia quelle relative all'uso del suolo, sia quelle relative alla distribuzione delle misure agro-ambientali attivate, sono state fornite dalla Regione Emilia Romagna: in entrambi i casi si tratta di elaborazioni AGEA (Agenzia per le Erogazioni in Agricoltura). Per quanto riguarda la banca dati dell'uso del suolo (denominato Refresh Agricolo AGEA 2008), in Tabella 1 sono riportate le tipologie presenti; per quanto riguarda invece le misure agro-ambientali, in Figura 2 e in Tabella 2 sono riportati, rispettivamente, la distribuzione sul territorio delle misure agro-ambientali e le superfici coinvolte dalle singole misure.

Tabella 1. Elenco delle tipologie di uso del suolo elaborate a partire dalla banca dati Refresh Agricolo AGEA 2008.

codice	codifica
uso_01	Uso del suolo URBANIZZATO
uso_02	Uso del suolo SEMINATIVO
uso_12	Uso del suolo VIGNETI
uso_13	Uso del suolo FRUTTETI e ALTRE ARBOREE (OLIVO, ecc.)
uso_04	Uso del suolo AREE AGRICOLE ETEROGENEE
uso_05	Uso del suolo PRATI
uso_06	Uso del suolo BOSCO
uso_07	Uso del suolo PASCOLI
uso_08	Uso del suolo ARBUSTETI
uso_09	Uso del suolo VEGETAZIONE RADA
uso_10	Uso del suolo ROCCE
uso_11	Uso del suolo AREE UMIDE
uso_99	Uso del suolo ALTRE

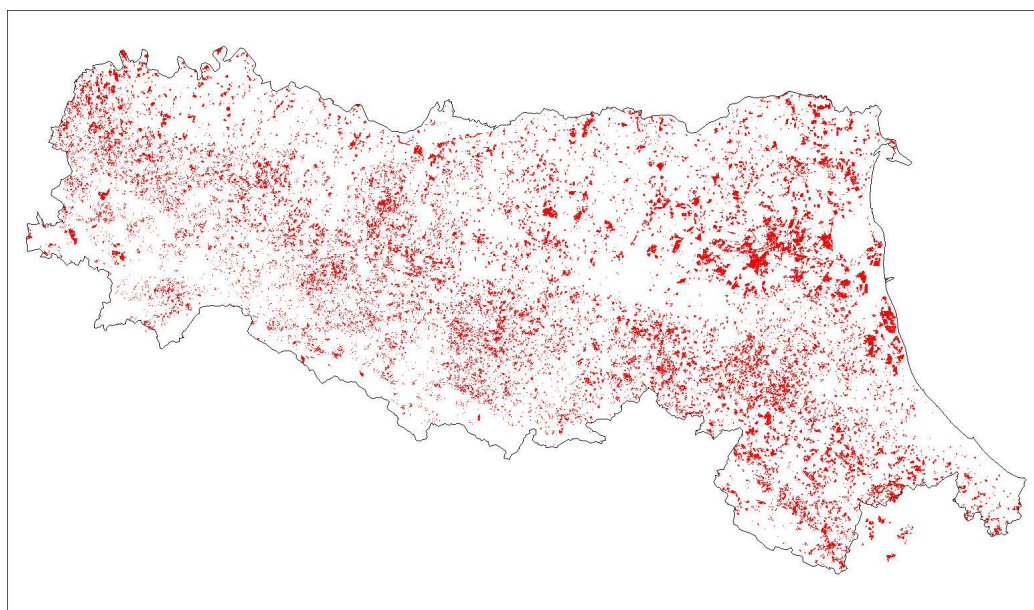


Figura 2. Distribuzione spaziale delle superfici interessate dalle misure agroambientali del PSR regionale dell'Emilia Romagna. Sono indicate anche le tre fasce altimetriche nelle quali è suddivisa la regione (pianura, collina, montagna).

Tabella 2. Codici e descrizione delle 11 misure del PSR considerate in questa sede. Sono altresì presentati i raggruppamenti nelle due macro tipologie (misure produttive e altre misure), con le relative superfici (ettari).

codice	descrizione della misura	tipo	sup (ha)
X16_AZ_3	realizzazione di siepi e boschetti	altre	104,6
X21_AZ_1	imboschimento dei terreni agricoli Boschi permanenti	altre	73,5
X21_AZ_2	imboschimento dei terreni agricoli Arboricoltura da legno a ciclo medio-lungo con prevalenza di latifoglie di pregio	altre	195,3
X21_AZ_3	imboschimento dei terreni agricoli Arboricoltura da legno a ciclo breve - Pioppicoltura eco-compatibile	altre	77,3
AZ_1	Agricoltura integrata	produttiva	48055,0
AZ_10	Ritiro dei seminativi dalla produzione per scopi ambientali	altre	6041,2
AZ_2	Agricoltura biologica	produttiva	53860,9
AZ_3	Cover crops e inerbimento dei frutteti	produttiva	878,6
AZ_8	mantenimento dei prati e pascoli	produttiva	30348,9
AZ_9	Mantenimento di siepi e boschetti	altre	3842,9
HC	imboschimento dei terreni agricoli	altre	4867,7
	totale produttive		133143,4
	totale altre		15097,9

Analisi dei dati

Per valutare la natura e l'entità di un eventuale effetto dell'applicazione delle misure agroambientali sull'avifauna nidificante, abbiamo costruito una serie di modelli matematici, testando l'effetto che alcune variabili indipendenti, come l'uso del suolo, l'orario e la data in cui sono stati fatti i censimenti, oltre naturalmente la presenza della misura e la superficie assoggettata alla misura stessa, su alcuni parametri ornitici, come la ricchezza totale in specie nidificanti e quella calcolata considerando le sole specie agricole, sia quelle individuate a scala nazionale (Campedelli *et al.* 2009) sia regionale (Lipu 2011b). I modelli sono stati elaborati utilizzando i GLM, metodi semi-parametrici particolarmente indicati per analisi di tipo ecologico (Rushton *et al.* 2004) e che permettono di analizzare l'effetto di differenti variabili, con una elevata elasticità di utilizzo. I modelli sono stati elaborati con il software R, utilizzando una distribuzione normale e una funzione link di tipo log.

L'orario e la data dei censimenti è stata desunta direttamente dalle schede dei rilevatori, le diverse tipologie di uso del suolo, compresa la diversità ambientale, sono state elaborate a partire dalla banca dati AGEA 2008 (vedi paragrafo precedente). Le misure agroambientali sono state espresse, a seconda delle analisi, sia come variabili categoriche, quindi distinguendo dove la misura è stata attivata o no, indipendentemente dalla superficie interessata, sia come variabili continue, in questo caso invece in termini di superficie interessata. Nel primo caso, che potremmo definire analisi di confronto, abbiamo testato se l'attivazione stessa della misura avesse di per sé un effetto significativo, confrontando i popolamenti ornitici nidificanti delle zone in cui sono state attivate misure agro-ambientali (campione) con altre non interessate dalle misure (confronto); nel secondo caso invece, abbiamo verificato se la presenza di un eventuale effetto fosse in funzione della superficie interessata dalla misura stessa (analisi di gradiente).

Le analisi sono state condotte a due diverse scale geografiche, la prima, che potremmo definire di contesto, a scala di quadrati di 4 x 4 km, e la seconda, più di dettaglio, a livello di quadrati di 1 x 1 km, che coincide con l'ambito geografico di riferimento della singola stazione di rilievo ornitologico. La scelta di lavorare a due diverse scale spaziali nasce da una duplice consapevolezza e dalla necessità di ottimizzare i dati a disposizione cercando di ottenere il miglior risultato possibile. Se da una parte lavorare ad una scala spaziale ridotta, es. 1 x 1 km, ci permette di avere a disposizione un maggior numero di unità territoriali caratterizzate da elevate superfici interessate dalle misure, condizione questa necessaria per una valutazione in dettaglio dell'efficacia degli interventi, è anche vero che se vogliamo ottimizzare l'utilizzo dei dati raccolti con il programma MITO2000, che abbiamo visto prevede la realizzazione di 15 punti d'ascolto per ogni unità territoriale di 100 km², dobbiamo necessariamente utilizzare aree che abbiano superfici tali da inglobare un numero sufficiente di rilievi. Le procedure per l'individuazione delle maglie utilizzate per le analisi, e i diversi tipi di analisi effettuate, sono descritte in dettaglio negli specifici paragrafi.

Il protocollo di analisi prevedeva anche la validazione dei risultati, validazione che è stato possibile effettuare solo nel caso delle analisi di confronto, quindi alla sola scala di dettaglio; nel caso delle analisi di gradiente infatti, la validazione avrebbe richiesto di scomporre il campione in almeno due sottocampioni, riducendo quindi ulteriormente il numero di dati a disposizione, numero che già di per sé si presenta limitato, e rendendo di fatto ancora più difficile evidenziare la presenza di un eventuale effetto significativo di qualche misura.

Prima di procedere con la costruzione dei modelli matematici, abbiamo ritenuto opportuno ridurre il numero di variabili di uso del suolo, sia a livello di unità di 4 x 4 km che di 1 x 1 km, utilizzando l'Analisi delle Componenti Principali (PCA); questa tecnica permette di sintetizzare l'informazione contenuta in un set di variabili originali in un numero inferiore di nuovi parametri, chiamati Assi. Attraverso la PCA vengono inoltre eliminate eventuali correlazioni presenti tra le variabili originarie. Per verificare se i nuovi parametri risultati dalla PCA fossero correlati alle misure agroambientali, cosa che avrebbe potuto inficiare i risultati delle analisi, abbiamo effettuato un'analisi di correlazione di Spearman.

ANALISI DI CONTESTO

Prima di descrivere in dettaglio la metodologia utilizzata per la selezione dei punti da campionare, riteniamo opportuno premettere un sunto dei fondamenti logici che ci hanno portato a scegliere di utilizzare anche una metodologia di campionamento e di analisi a scala vasta:

▲ un approccio di questo tipo permette di ottenere informazioni sugli effetti a scala vasta delle misure del PSR. Tali effetti riteniamo siano di maggiore interesse come stima dell'efficacia delle misure, rispetto alle stime puntiformi, per due ordini di motivi. Prima di tutto perché riteniamo che sia più importante misurare l'efficacia delle misure PSR a scala vasta, in modo da valutarne l'effetto complessivo a livello territoriale. L'altro motivo concerne la biologia e la dinamica di popolazione degli uccelli che frequentano gli agroecosistemi, caratteristiche che rendono queste specie particolarmente sensibili ai cambiamenti ambientali che avvengono a scala vasta;

▲ esiste la possibilità di utilizzare a questo scopo, con opportuni aggiustamenti e infittimenti di rilievi, una metodologia collaudata, diffusa a scala nazionale, i cui dati possono essere riversati tal quali in un programma di valutazione delle misure ambientali del PSR, solo a patto che l'approccio avvenga a scala vasta. Questo permette di ottimizzare le risorse, disponendo di una rete nazionale di rilevatori pronti se del caso ad estendere il protocollo di indagine a tutto il territorio italiano;

▲ ottimizzazione nell'utilizzo di dati raccolti per scopi non strettamente attinenti alla misura dell'efficacia delle misure PSR, disponendo pertanto di un campione più ampio rispetto a quello impiantabile con le sole risorse di questa specifica indagine. Anche in questo caso, pertanto, è possibile, con uno specifico sforzo di campionamento relativamente ridotto, ottenere un maggior numero di dati utilizzabili per le specifiche analisi dell'efficacia delle misure ambientali del PSR.

Individuazione del livello ottimale di scala e delle unità territoriali

In base ad una serie di simulazioni portate avanti con il set di dati pregressi disponibile, e anche in base ad una analisi della letteratura scientifica, riteniamo che possa ritenersi rappresentativo un insieme di almeno 3 stazioni, per non dipendere eccessivamente da fluttuazioni meramente stocastiche. Abbiamo quindi proceduto ad individuare il livello ottimale di scala confrontando tra loro quadrati di dimensioni diverse di territorio, partendo dalla dimensione di 2x2 km, sino alla dimensione di 5x5 km. A ciascuno dei quattro corrispondenti (2x2; 3x3; 4x4; 5x5 km) livelli discreti di scala, abbiamo pertanto valutato le due esigenze "contrapposte", ossia:

- ▲ disponibilità del massimo numero possibile di quadrati già interessati dai rilevamenti MITO2000 nella misura di almeno 3 stazioni;
- ▲ massima variabilità possibile nella estensione delle superfici interessate dalle misure agroambientali del PSR.

Se il primo confronto è agevole da immaginare, e pertanto non è il caso di descriverlo nel dettaglio, è invece il caso di descrivere più dettagliatamente la procedura seguita per svolgere la seconda valutazione. Prima di tutto va considerato che le misure agroambientali considerate in questa sede sono 11, molto diversificate tra loro sia quanto a tipologia, sia quanto a superficie interessata nel territorio regionale (Tab. 2). Per poter disporre di un campione numericamente sufficiente, si è reso necessario raggruppare le 11 misure in due macro tipologie, la prima (produttiva) riunisce tutti gli interventi che riguardano superfici che rimangono produttive, mentre la seconda macro-tipologia (altre) comprende terreni che sono sottratti alla produzione agricola. Di conseguenza le rispettive superfici sono assai differenziate, con oltre il 92% delle stesse destinate a misure di tipo produttivo.

Per ciascuna delle due macro-tipologie così individuate, abbiamo proceduto a svolgere una analisi della loro distribuzione in termini di superficie, nei quadrati di differente estensione effettivamente presenti nella regione. In particolare, poi, l'analisi ha riguardato i quadrati sufficientemente coperti dal programma MITO2000.

Sono stati considerati solo i quadrati interamente compresi in una particella MITO2000, e solo quelli la cui superficie di ambienti agricoli *sensu lato*, ossia quelli corrispondenti alle codifiche CORINE 2 (Superfici agricole utilizzate) e 3.2.1 (aree a pascolo e praterie) fosse di almeno il 75% in pianura, il 50% in collina e il 33% in montagna. La scelta di questi livelli differenziati si è rivelata necessaria a causa della differente struttura delle tre tipologie paesaggistiche in ciascuna fascia altimetrica. L'analisi e il

confronto sono stati svolti considerando una serie di descrittori statistici di tipo non parametrico, ritenuti più idonei in virtù della possibile presenza di valori “aberranti” (*outliers*) e più in generale a causa della distribuzione non normale delle distribuzioni di frequenza dei dati. I risultati di questa analisi sono riportati in Tabella 3.

Tabella 3. Statistiche descrittive del livello di campionamento del programma MITO2000 e della distribuzione di frequenza dell'entità territoriale delle misure agroambientali del PSR a tre livelli dimensionali dei quadrati di differente estensione effettivamente presenti nella Regione. PERC_PSR, superficie % delle aree interessate dal complesso delle 11 misure (per queste tipologie cfr. Tabella 2); PERC_PROD superficie % delle aree interessate da misure produttive; PERC_ALTRE, sup % delle aree interessate da altre misure. Sono considerati “coperti” dal programma MITO2000 i quadrati con almeno tre stazioni d'ascolto.

		n_quadrati	Mediana	Minimo	Massimo	Quartile inf.	Quartile sup	Percentile 10	Percentile 90
quadrati 3x3									
tutti	PERC_PSR	6719	8.50%	0.00%	100.00%	2.60%	17.90%	0.50%	28.30%
coperti (almeno 3 PTI)	PERC_PSR	67	9.50%	0.00%	43.80%	3.00%	19.40%	0.50%	30.90%
tutti	PERC_PROD	6719	7.70%	0.00%	100.00%	2.00%	17.00%	0.00%	27.30%
coperti	PERC_PROD	67	6.50%	0.00%	34.10%	1.50%	15.70%	0.00%	29.00%
tutti	PERC_ALTRE	6719	0.10%	0.00%	55.60%	0.00%	0.40%	0.00%	1.70%
coperti	PERC_ALTRE	67	0.10%	0.00%	42.80%	0.00%	0.70%	0.00%	3.90%
quadrati 4x4									
tutti	PERC_PSR	6965	9.30%	0.00%	100.00%	3.50%	18.20%	1.00%	27.40%
coperti (almeno 3 PTI)	PERC_PSR	115	9.90%	0.00%	66.10%	3.20%	17.80%	1.00%	26.20%
tutti	PERC_PROD	6965	8.50%	0.00%	83.50%	2.80%	17.40%	0.50%	26.70%
coperti (almeno 3 PTI)	PERC_PROD	115	8.30%	0.00%	66.10%	2.60%	16.90%	0.50%	24.00%
tutti	PERC_ALTRE	6965	0.10%	0.00%	33.60%	0.00%	0.50%	0.00%	1.80%
coperti (almeno 3 PTI)	PERC_ALTRE	115	0.10%	0.00%	32.00%	0.00%	0.60%	0.00%	3.50%
quadrati 5x5									
tutti	PERC_PSR	673	8.80%	0.00%	62.80%	3.50%	17.10%	1.30%	25.40%
coperti (almeno 3 PTI)	PERC_PSR	47	8.20%	0.00%	30.30%	2.80%	11.00%	1.20%	22.20%
tutti	PERC_PROD	673	8.10%	0.00%	58.30%	2.80%	16.10%	0.70%	24.70%
coperti (almeno 3 PTI)	PERC_PROD	47	6.40%	0.00%	30.30%	2.50%	10.50%	1.10%	20.20%
tutti	PERC_ALTRE	673	0.20%	0.00%	17.40%	0.00%	0.70%	0.00%	2.20%
coperti (almeno 3 PTI)	PERC_ALTRE	47	0.30%	0.00%	9.10%	0.10%	0.70%	0.00%	3.10%

Il numero di elementi 4 x 4 km indicato in Tabella 1 è stato ottenuto utilizzando i soli rilievi ornitologici 2011 ed è quindi leggermente inferiore rispetto a quello effettivamente utilizzato nelle analisi, quando sono stati presi in considerazione anche i rilievi 2010.

Per agevolare la lettura dei dati di Tabella 3, si possono fare alcuni esempi: il 25% (quartile superiore) dei quadrati 3x3 km è interessato da almeno il 17.9% di superficie agricola sottoposta alle misure agroambientali, mentre il 10% degli stessi quadrati è interessato da almeno il 28.3% di misure

agroambientali. Queste percentuali passano rispettivamente al 18.2% e al 27.4% con quadrati 4x4 km, scendendo al 17.1% e al 25.4 con quadrati di 5x5 km. Graficamente la situazione è riassunta nei tre grafici di Figura 3 – Figura 5.

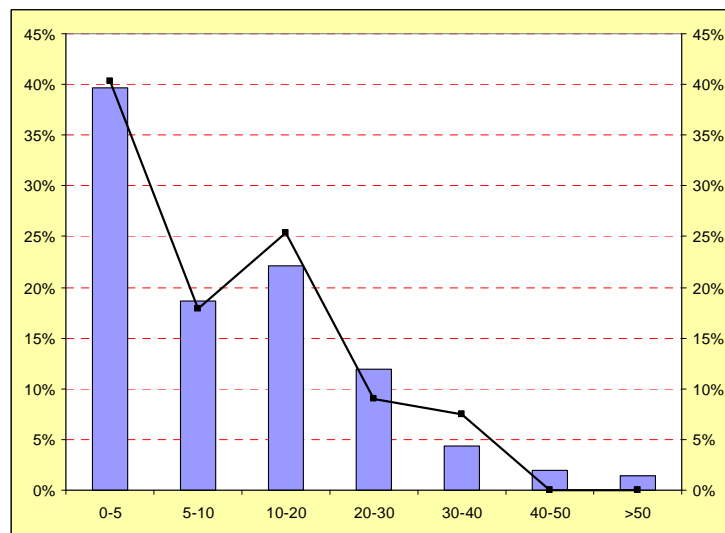


Figura 3. Distribuzioni di frequenza delle percentuali di superficie agricola interessata da misure agroambientali del PSR in Emilia Romagna, nel complesso dei quadrati 3x3 km (barre) e in quello dei quadrati coperti dal programma MITO2000 (linea).

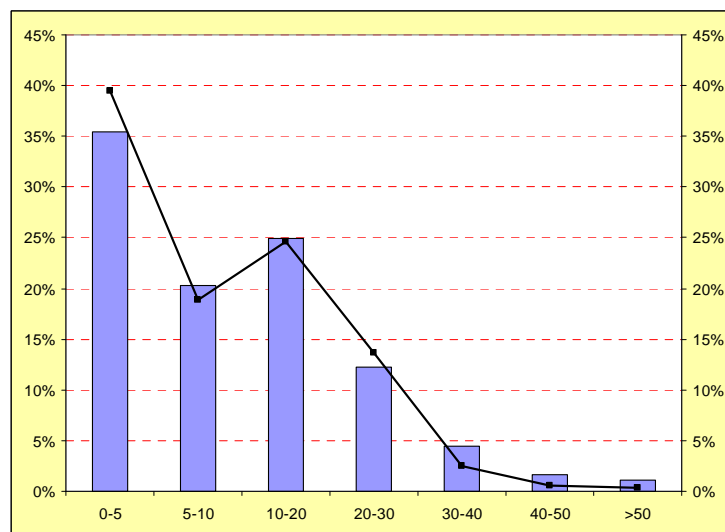


Figura 4. Distribuzioni di frequenza delle percentuali di superficie agricola interessata da misure agroambientali del PSR in Emilia Romagna, nel complesso dei quadrati 4x4 km (barre) e in quello dei quadrati coperti dal programma MITO2000 (linea).

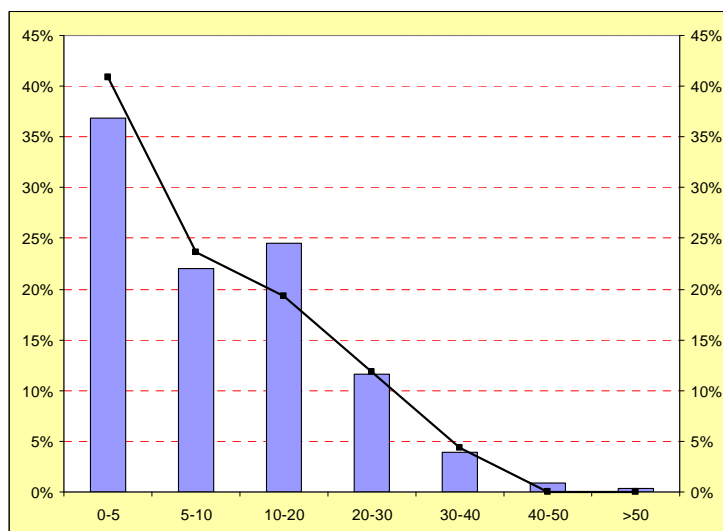


Figura 5. Distribuzioni di frequenza delle percentuali di superficie agricola interessata da misure agroambientali del PSR in Emilia Romagna, nel complesso dei quadrati 5x5 km (barre) e in quello dei quadrati coperti dal programma MITO2000 (linea).

In sostanza, le differenze non paiono molto rilevanti tra i tre livelli di scala prescelti, ma occorrono alcune considerazioni:

- ▲ al livello 3x3 km il numero di quadrati coperti dal programma ordinario MITO2000 è decisamente molto inferiore ai livelli 4x4 e 5x5 km;
- ▲ tra livello 3x3 e livello 4x4 non vi sono grandi differenze nella distribuzione del PSR, mentre il livello di campionamento MITO2000 cresce fortemente (da 67 a 115 quadrati);
- ▲ sebbene non paiano esservi grandi differenze tra 4x4 e 5x5 km, va notato come con la scala maggiore si abbia un forte decremento dei quadrati interessati da livelli elevati di misure PSR, soprattutto nelle classi 40-50% di superficie e in quella >50%. E' verosimile che disporre di un campione sufficiente a questi livelli elevati sia essenziale per una corretta stima dell'efficacia delle misure sull'indicatore utilizzato.

Pertanto, considerando l'insieme delle considerazioni ora svolte, riteniamo opportuna la scelta di una dimensione di quadrati di 4x4 km, quantomeno nel contesto reale della regione Emilia Romagna.

Analisi effettuate

La limitazione imposta dal numero di unità 4 x 4 km utilizzabili come confronti, ovvero quelle in cui fossero stati realizzati rilievi dell'avifauna ma, al contempo, non fossero state attivate misure agroambientali, ha reso di fatto impossibile testare l'effetto delle misure mediante confronti diretti; abbiamo invece valutato l'effetto della misura in funzione della superficie occupata dalla stessa all'interno di ciascun elemento, secondo quella che prima abbiamo definito come analisi di gradiente. I modelli sono stati realizzati utilizzando sia la ricchezza specifica totale che quella media per punto.

ANALISI DI DETTAGLIO

Individuazione del livello ottimale di scala e delle unità territoriali

In questo caso la scelta delle unità territoriali da utilizzare nelle analisi è stata molto più semplice, in quanto si è trattato di selezionare gli elementi 1 x 1 km in cui sono stati realizzati i censimenti dell'avifauna nidificante.

Analisi effettuate

A differenza della scala spaziale superiore, nel caso degli elementi 1 x 1 km, l'elevato numero di unità con dati ornitici non interessate dall'applicazione di misure agro-ambientali, ha permesso di effettuare, oltre a quella di gradiente, anche l'analisi di confronto. In questo caso, per cercare di limitare l'effetto della variabilità ambientale esistente tra le diverse unità territoriali, variabilità che avrebbe potuto mascherare un possibile effetto degli interventi, abbiamo suddiviso tutti i quadrati in gruppi il più possibile omogenei da un punto di vista delle caratteristiche ambientali, effettuando una cluster analysis sulla base delle tipologie di uso del suolo. Nello specifico abbiamo utilizzato la tecnica dei *K-means*, particolarmente indicata quando si ha a che fare con un campione molto numeroso (Podani 2007). Questi gruppi sono stati quindi utilizzati per ottimizzare la scelta delle unità 1 x 1 km da utilizzare come confronti, selezionando da ciascuno di questi un numero di unità uguale, o proporzionale, a quelli che compongono il campione (unità con dati ornitici e interessate dalla presenza di misure agro-ambientali). Questa suddivisione è stata inoltre utilizzata, sempre seguendo lo stesso criterio di somiglianza descritto in precedenza, per selezionare i sottocampioni utilizzati per la validazione dei risultati ottenuti dai modelli nell'analisi di confronto. In entrambi i casi abbiamo verificato che i sottocampioni individuati non differissero in maniera significativa dal campione utilizzando confrontando la copertura delle varie tipologie di uso del suolo con il test U di Mann-Whitney.

Nell'ambito delle analisi di confronto sono state scartate tutte le unità che avevano una superficie interessata da misure agro-ambientali minore di una certa soglia, individuata specificatamente per ciascuna misura in base alla struttura dei dati.

Solo nel caso delle analisi di confronto, abbiamo utilizzato l'Analisi delle Specie Indicatrici (Dufrene e Legendre 1997) per evidenziare ulteriori differenze nel popolamento ornitico tra le aree interessate dalle misure e quelle no; questa analisi permette infatti di individuare, sulla base della loro frequenza e abbondanza relativa, quelle specie che caratterizzano un gruppo di aree piuttosto che un altro.

Risultati e Discussione

RISULTATI GENERALI

Individuazione delle unità territoriali per le analisi

In totale sono state selezionate per le analisi 701 unità territoriali di 1 x 1 km (Figura 6) e 183 unità di 4 x 4 km (Figura 7)

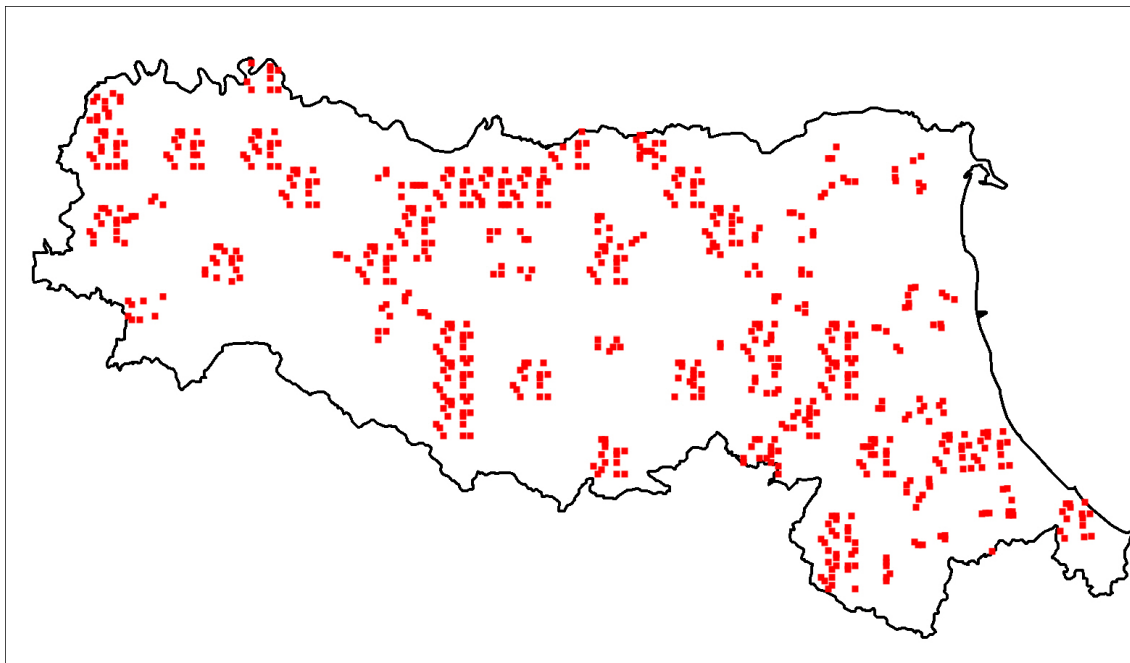


Figura 6. Distribuzione dei quadrati 1 x 1 km utilizzati per le analisi.

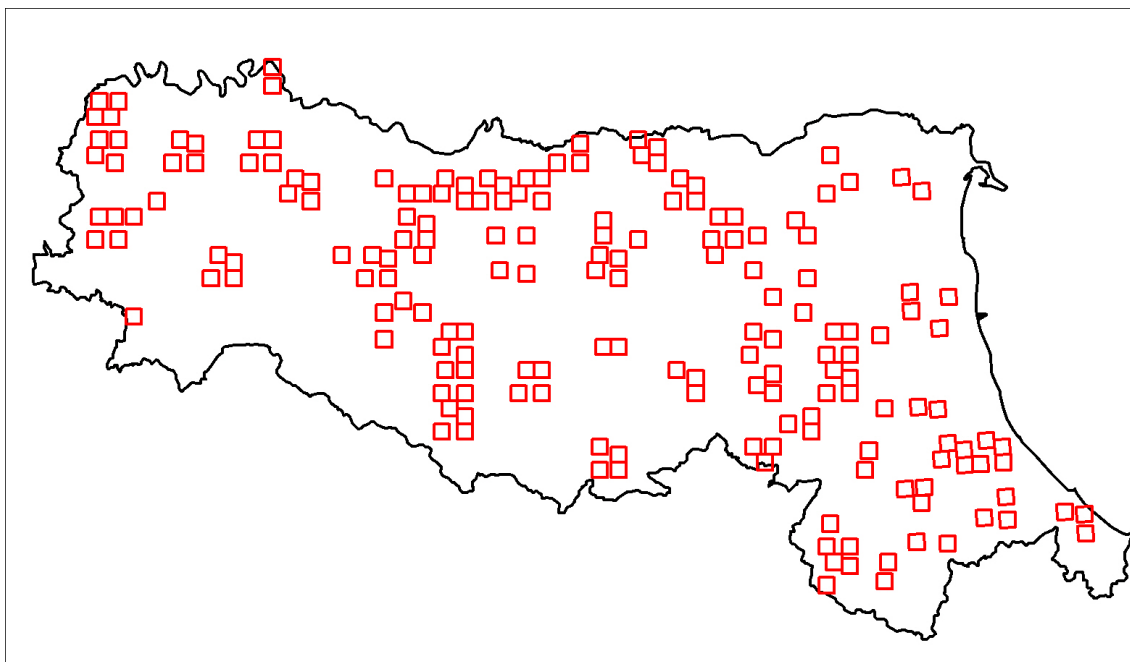


Figura 7. Distribuzione dei quadrati 4 x 4 km utilizzati per le analisi.

Analisi delle Componenti Principali

L'analisi delle Componenti Principali ha individuato, nel caso del livello 4 x 4 km, sei assi, nel caso dei quadrati 1 x 1 km otto assi; la scelta del numero di assi da utilizzare è stata fatta sulla base del valore percentuale di variabilità spiegata, utilizzando come soglia il valore del 75 %.

Per rendere più agevole l'interpretazione dei risultati dei modelli, nelle figure che seguono vengono riportati i grafici relativi agli assi che fanno registrare un effetto significativo nei modelli; per ciascuno vengono indicate le principali variabili originarie che lo caratterizzano.

Unità 4 x 4 km

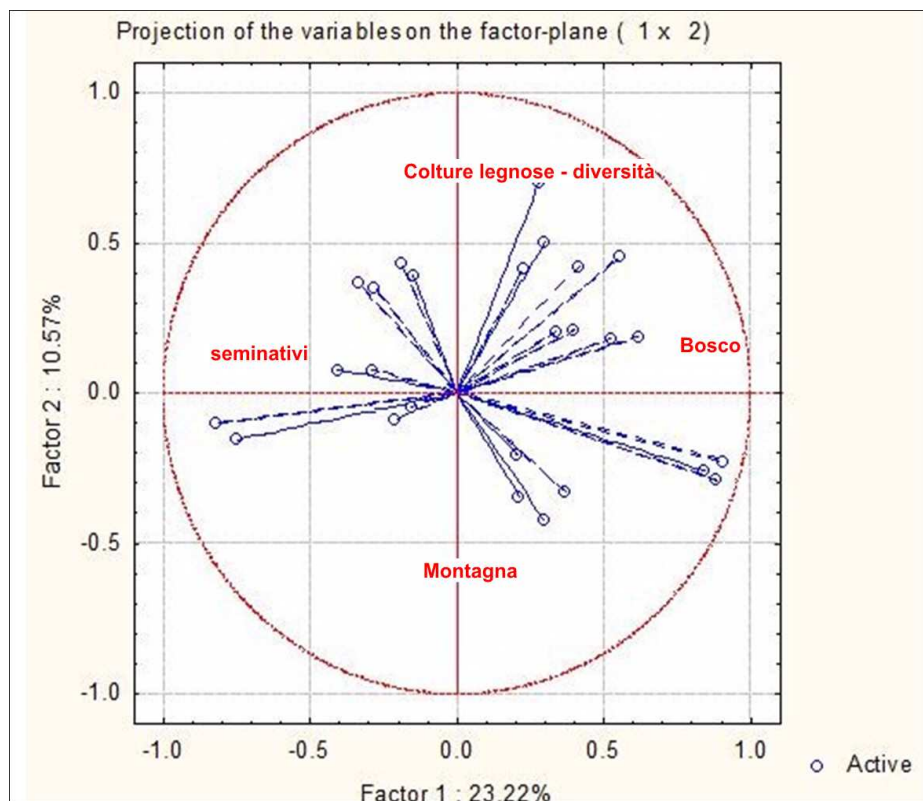


Figura 8. Grafico relativo agli assi 1, in ascissa, e 2, in ordinata; vengono indicate le variabili originarie che più caratterizzano gli assi.

Per quanto riguarda la scala di contesto, l'asse 1 sembra separare le aree boscate dalle zone agricole, differenziando quindi le zone di pianura, dove il bosco è praticamente assente e domina invece il paesaggio agrario, da buona parte di quelle di collina e montagna. L'asse 2 separa nuovamente le aree montane da quelle di pianura, nello specifico quelle caratterizzate dalla presenza di colture legnose, quindi frutteti e vigneti, e da una elevata diversità ambientale. L'asse 3 sembra invece individuare un gradiente positivo verso le aree con maggiore copertura in frutteti; l'asse 4 separa invece la montagna, che quindi si conferma, come del resto intuibile, un ambiente con caratteristiche specifiche, dalle aree agricole eterogenee, e quindi probabilmente dalla collina, dove i cosiddetti mosaici ambientali risultano più diffusi. Infine, l'asse 5 che individua le aree ad elevato grado di urbanizzazione e l'asse 6 che invece separa in maniera specifica le zone umide.

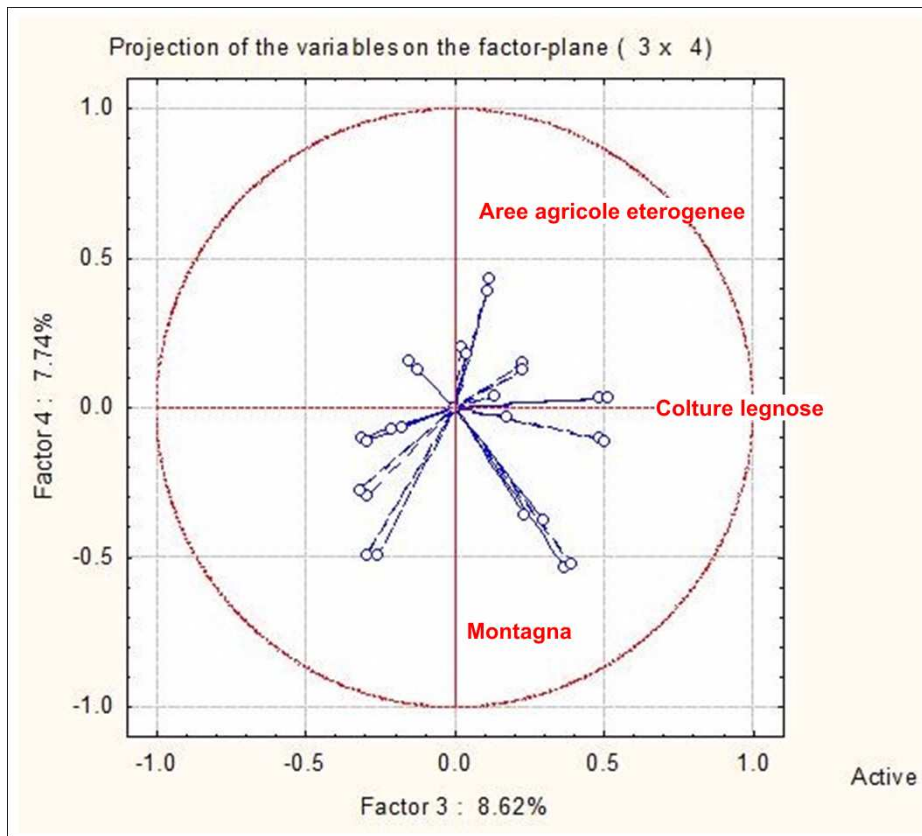


Figura 9. Grafico relativo agli assi 3, in ascissa, e 4, in ordinata; vengono indicate le variabili originarie che più caratterizzano gli assi.

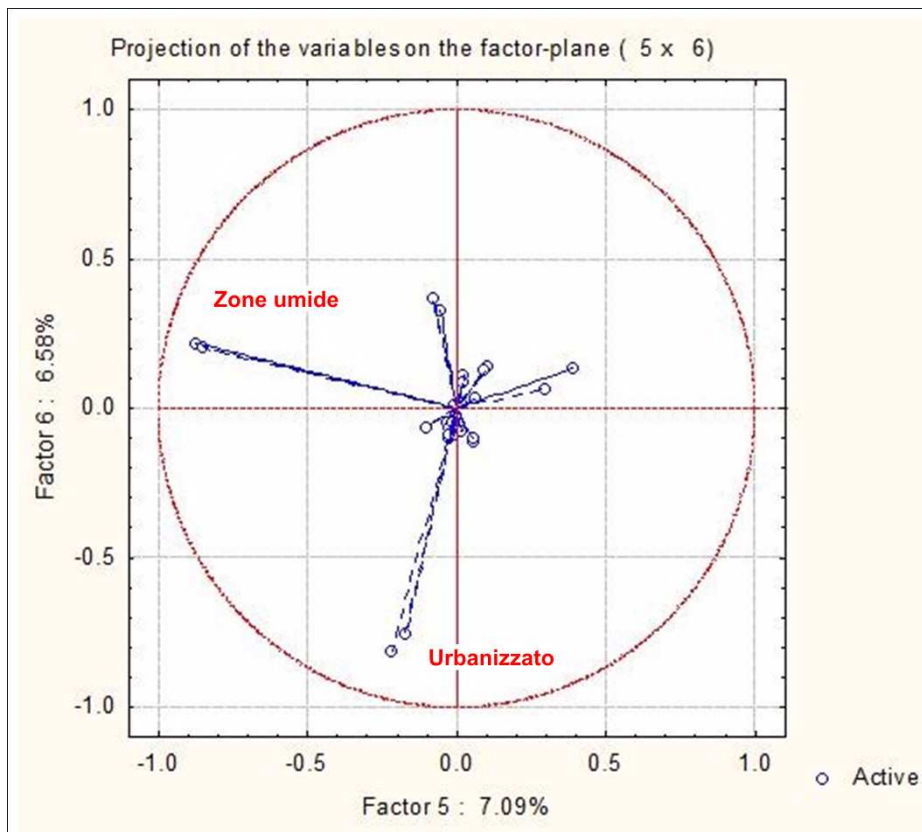


Figura 10. Grafico relativo agli assi 5, in ascissa, e 6, in ordinata; vengono indicate le variabili originarie che più caratterizzano gli assi.

Unità 1 x 1 km

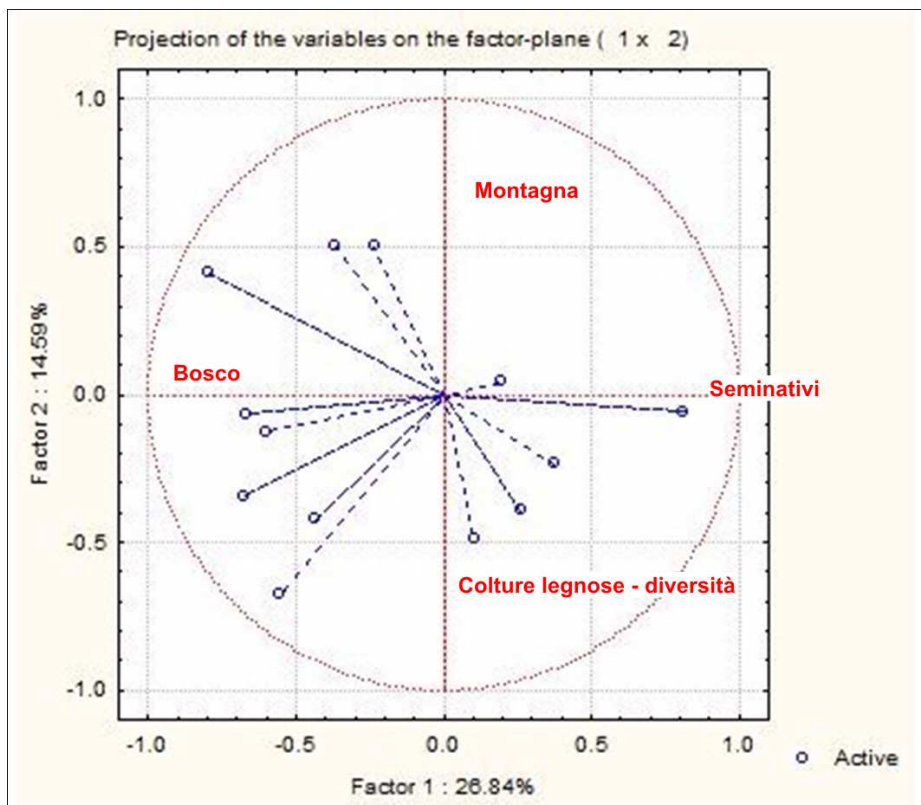


Figura 11. Grafico relativo agli assi 1, in ascissa, e 2, in ordinata; vengono indicate le variabili originarie che più caratterizzano gli assi.

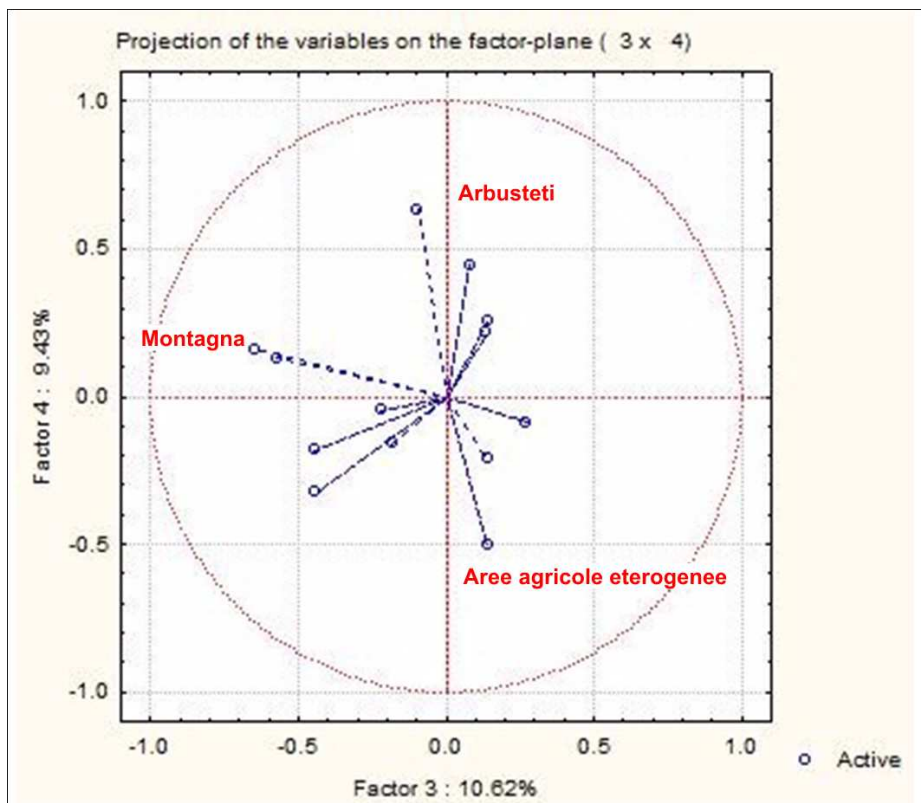


Figura 12 Grafico relativo agli assi 3, in ascissa, e 4, in ordinata; vengono indicate le variabili originarie che più caratterizzano gli assi.

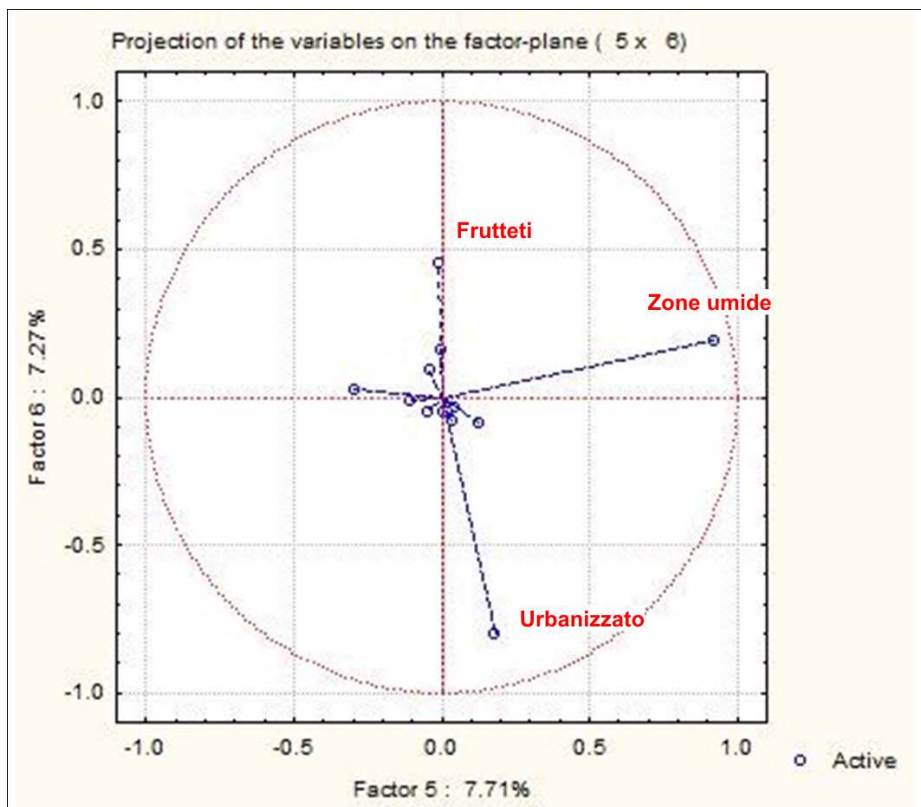


Figura 13. Grafico relativo agli assi 5, in ascissa, e 6, in ordinata; vengono indicate le variabili originarie che più caratterizzano gli assi.

Passando a considerare il livello inferiore, quello dei quadrati 1 x 1 km, i primi due assi si confermano sostanzialmente uguali al livello di contesto, l'asse 3 individua sostanzialmente le aree di montagna, mentre l'asse 4 separa le aree caratterizzate dalla presenza di arbusteti dalle aree agricole eterogenee. L'asse 5 individua le zone umide mentre l'asse 6 le zone a più alto tasso di urbanizzazione.

Cluster analysis - K-means

La cluster analysis ha permesso di individuare 14 gruppi (Figura 14), diversamente classificati in base all'uso del suolo (Figura 15).

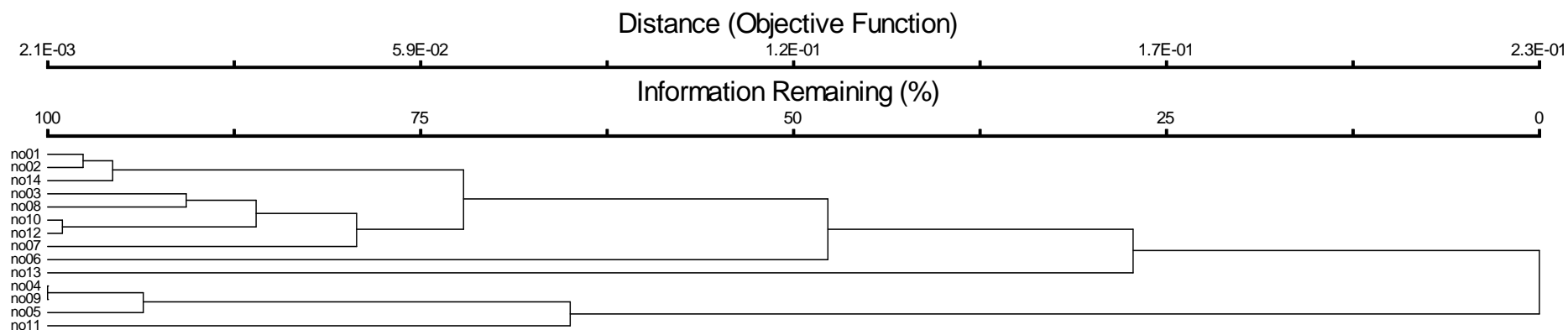


Figura 14. Dendrogramma con riportate le distanze tra i gruppi risultati dalla Cluster analysis con la tecnica dei K-means.

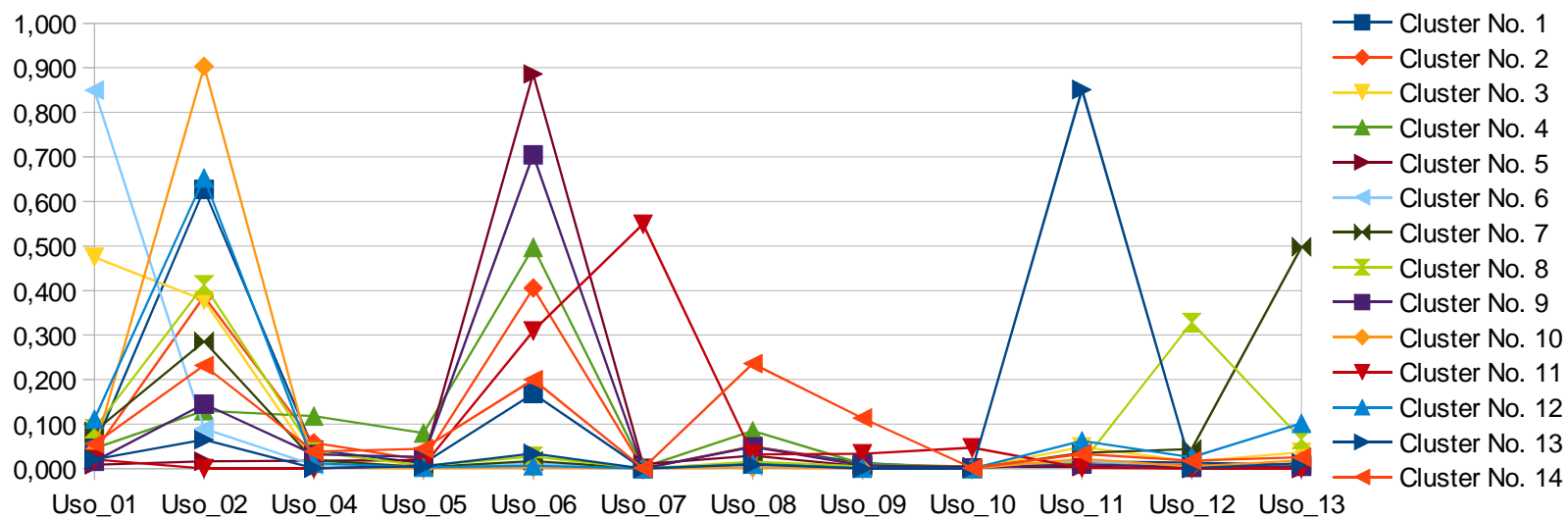


Figura 15. Copertura media delle diverse tipologie di uso del suolo (Tabella 1) nei 14 gruppi.

RISULTATI DEI MODELLI

In Tabella 4 è riportato un quadro riassuntivo dei risultati dei modelli elaborati per le prime tre misure analizzate, ovvero l'azione 10 (*Ritiro dei seminativi dalla produzione per scopi ambientali*), l'azione 2 (*Agricoltura biologica*) e l'azione 8 (*Mantenimento di prati e pascoli*). In tutti i modelli presentati è stata utilizzata come variabile dipendente la ricchezza totale in specie nidificanti, tutti i tentativi effettuati utilizzando la ricchezza in specie agricole, sia nazionali che regionali (cfr. Materiali e metodi) non hanno fornito alcun risultato significativo.

Tabella 4. Quadro riassuntivo dei risultati dei modelli. Per ciascuna misura, e separatamente per l'analisi di contesto e quella di dettaglio, è indicato se l'effetto della misura risulta significativo e, nel caso, la magnitudo di tale effetto, oltre al numero di specie indicatrici: nel caso siano state individuate specie indicatrici anche per le aree dove non sono state attivate misure agro-ambientale, queste sono riportate separatamente tra parentesi. Nel caso delle analisi di confronto, è indicata anche la soglia minima di superficie occupata dalla misura utilizzata per la selezione del campione utilizzato per le analisi.

misura	4 x 4 km	1 x 1 km		specie indicatrici
		gradiente	confronto	
Az_10	positivo, significativo	positivo, significativo	positivo, significativo (AZ > 2 ha; n = 14)	9
Az_8	non significativo	negativo, significativo (trasformato logaritmo)	negativo, significativo (AZ > 9.9ha; n = 42)	4 (1)
Az_2	positivo, significativo	positivo, significativo	non significativo (AZ > 15 ha; n = 45) positivo, significativo (AZ > 20 ha; n = 25) positivo, significativo (confrontato 45 vs 135)	1 3

Nei paragrafi che seguono, per ciascuna misura, vengono analizzati in dettaglio i risultati ottenuti.

AZ. 2 - AGRICOLTURA BIOLOGICA

Tra le tre misure analizzate, l'agricoltura biologica è quella che ha ottenuto i risultati meno chiari; sebbene infatti l'effetto positivo di questa misura compaia in tutti e quattro i modelli, in uno, quello a livello di contesto utilizzando la ricchezza media, è presente solo come interazione con un asse della PCA, mentre a livello di quadrati 1 x 1 km, nel caso dei confronti, l'effetto è risultato significativo solo utilizzando un numero di aree di confronto triplo rispetto al campione. E' verosimile che la necessità di utilizzare un numero di aree di confronto superiore a quello delle aree campione, come di solito invece avviene, sia dovuto all'elevato grado di variabilità ambientale che caratterizza queste aree e che, in un certo senso, maschera, o comunque rende meno chiaro, un effetto di questa misura che pur esiste. Inoltre, sempre per quanto riguarda l'analisi di confronto a scala di dettaglio, il modello non è stato validato, in quanto diminuendo la numerosità del campione per selezionare i sottocampioni, l'effetto della misura non risulta più significativo. Negli altri casi, l'effetto della misura risulta comunque positivo, anche se i valori della statistica di Wald indicano un'importanza relativa piuttosto limitata.

Questi risultati sembrano quindi indicare che l'agricoltura biologica ha un effetto positivo sulla ricchezza ornitica, ma molto limitato, in linea, del resto, con quanto emerso da numerosi studi condotti in altri paesi europei (Bengston *et al.* 2005).

In Tabella 5 sono presentati in dettaglio i tre modelli elaborati. Per ciascuno sono riportate le variabili il cui effetto è risultato significativo, e per ciascuna di queste il segno dell'effetto, la statistica di Wald, che può essere considerata come una misura dell'importanza della variabile stessa, e la significatività dell'effetto: *** ($p < 0.001$), ** ($p < 0.01$), * ($p < 0.05$).

4 x 4 km						1 x 1 km					
ricchezza totale			ricchezza media			gradiente			confronto		
variabile	Wald	p	variabile	Wald	p	variabile	Wald	p	variabile	Wald	p
Data (-)	12.27	***	Data (-)	9.21	**	Data (-)	14.92	***	Data (-)	7.88	**
Asse 2 (-)	24.68	***	Orario (-)	5.40	*	Orario (-)	19.99	***	Asse 2 (+)	22.82	***
Asse 3 (+)	35.31	***	Asse 2 (-)	29.94	***	Asse 2 (+)	62.05	***	Asse 3 (-)	19.55	***
Asse 5 (+)	12.88	***	Asse 3 (+)	17.00	***	Asse 3 (-)	36.09	***	Asse 4 (+)	18.38	***
Asse 6 (+)	16.49	***	Asse 5 (+)	7.69	**	Asse 4 (+)	16.95	***	Asse 8 (+)	7.21	**
AZ 2 (+)	4.47	*	Asse 6 (+)	21.14	***	Asse 6 (+)	33.72	***	Asse 3* AZ 2 (-)	4.00	*
			Asse3*AZ 2 (+)	5.99	*	AZ 2 (+)	6.62	*	Asse 4*Az 2 (+)	6.53	*
						Uso 12*AZ 2 (-)	4.80	*			

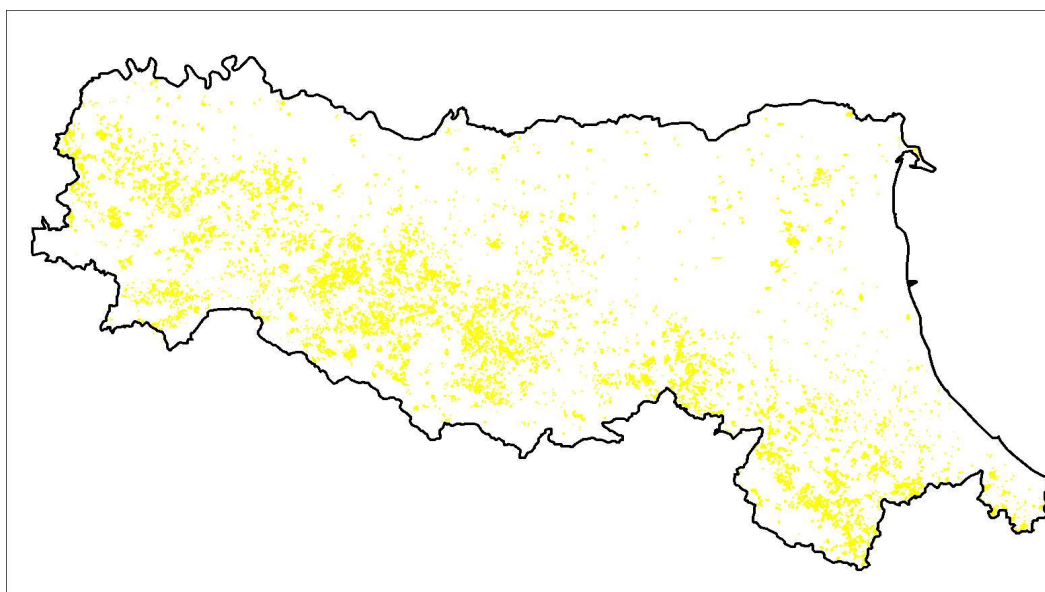


Figura 15. Distribuzione delle aree interessate dall'azione 2.

AZ. 8 – MANTENIMENTO DI PRATI E PASCOLI

L'effetto dell'azione 8 è risultato significativo solo a scala di 1 x 1 km, sia nell'analisi di gradiente che in quella di confronto, dove il modello è stato anche validato; in entrambi i casi l'effetto della misura sembra essere negativo (Tabella 6). Questo risultato deve essere valutato considerando il parametro ornitico su cui si è stato testato l'effetto, ovvero la ricchezza totale. E' ben noto infatti come la ricchezza di un popolamento aumenti all'aumentare della diversità ambientale, condizione che invece diminuisce quando, come in questo caso, una singola tipologia culturale diviene predominante, o comunque acquisisce un peso maggiore. Tuttavia, considerando l'attuale trend di forte diminuzione che interessa questi ambienti, e molte delle specie ad essi legate, l'attuazione di questa misura assume sicuramente un ruolo importante, quantomeno per la conservazione di alcune specie.

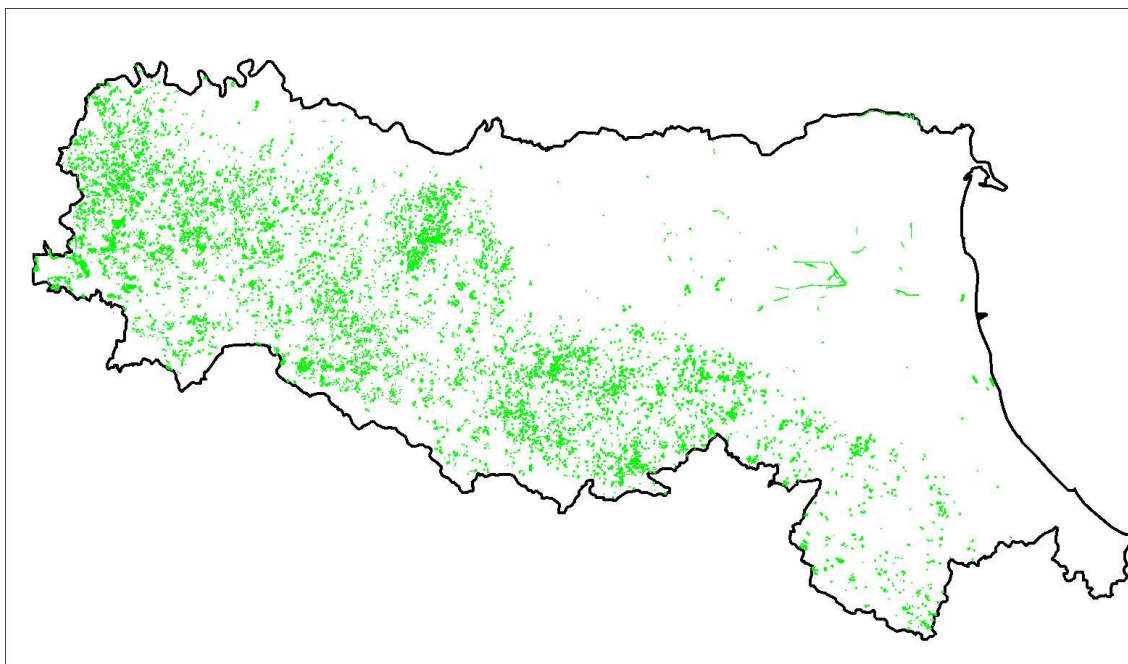


Figura 16. Distribuzione delle aree interessate dall'azione 8.

In Tabella 6 sono presentati in dettaglio i tre modelli elaborati. Per ciascuno sono riportate le variabili il cui effetto è risultato significativo, e per ciascuna di queste il segno dell'effetto, la statistica di Wald, che può essere considerata come una misura dell'importanza della variabile stessa, e la significatività dell'effetto: *** ($p < 0.001$), ** ($p < 0.01$), * ($p < 0.05$).[^] trasformata in logaritmo.

4 x 4 km			1 x 1 km					
ricchezza totale		ricchezza media	gradiente			confronto		
variabile	Wald	p	variabile	Wald	p	variabile	Wald	p
Non significativo	Non significativo		Data (-)	19.18	***	Data (+)	14.03	***
			Orario (-)	22.27	***	Asse 1 (+)	6.70	**
			Asse 2 (-)	6.19	*	AZ 8 (-)	7.55	**
			Asse 3 (+)	75.83	***			
			Asse 4 (-)	51.14	***			
			Asse 6 (+)	28.02	***			
			Asse 7 (+)	31.19	***			
			AZ 2 (+)	11.17	***			
			LAZ 8 (-) [^]	19.18	***			

Per quanto riguarda la specie indicatrici, 4 sono quelle che caratterizzano maggiormente le aree in cui questa misura è stata applicata: due corvidi, la taccola (*Corvus monedula*) e la cornacchia grigia (*Corvus corone corone*), che utilizzano proprio questi ambienti per alimentarsi, il fringuello (*Fringilla coelebs*), specie tipicamente forestale ma che, come le precedenti, utilizza ampiamente gli ambienti aperti per la ricerca del cibo, e infine il pigliamosche (*Muscicapa striata*). Nessuna di queste specie risulta di particolare interesse per la conservazione, né tra queste vi sono specie tipiche di ambienti aperti (es. allodola); una possibile spiegazione potrebbe essere che la maggior parte degli interventi sembra essere concentrata in collina e montagna, probabilmente in ambienti caratterizzati da una discreta copertura boschiva, come del resto sembrerebbe indicare la presenza tra le specie indicatrici del fringuello, ovvero in condizioni già di per sé meno idonee alla presenza di queste specie.

AZ. 10 - RITIRO DEI SEMINATIVI DALLA PRODUZIONE PER SCOPI AMBIENTALI

L'azione 10 è risultata avere un effetto significativo in tutte e tre le analisi, sempre con un effetto positivo (Tabella 7). In due casi, a scala di contesto, sia utilizzando la ricchezza totale che quella media per punto, e nell'analisi di gradiente a scala di dettaglio, è risultato positivo e significativo anche l'effetto della variabile misura in interazione con altri parametri, rispettivamente: con l'asse 2 e l'asse 6 a scala di 4 x 4 km, e con gli assi 5 e 6 a scala di dettaglio. Nel primo caso, l'effetto negativo in interazione con l'asse 6 sembrerebbe indicare in realtà che l'effetto della misura è ancora più positivo se realizzata in contesti urbanizzati, probabilmente perché questi risultano di per sé meno ricchi di specie e quindi risentono in misura ancora maggiore, e positiva, della presenza di questi interventi. Per quanto riguarda la seconda interazione, con l'asse 2, anche in questo caso sembrerebbe che l'effetto della misura risulti maggiore in aree caratterizzate dalla presenza di colture legnose, come ad esempio in vicinanza dei frutteti, che sono, ancora una volta, ambienti abbastanza poveri.

In Tabella 7 sono presentati in dettaglio i tre modelli elaborati. Per ciascuno sono riportate le variabili il cui effetto è risultato significativo, e per ciascuna di queste il segno dell'effetto, la statistica di Wald, che può essere considerata come una misura dell'importanza della variabile stessa, e la significatività dell'effetto: *** ($p < 0.001$), ** ($p < 0.01$), * ($p < 0.05$).[^] trasformata in logaritmo.

4 x 4 km						1 x 1 km					
ricchezza totale			ricchezza media			gradiente			confronto		
variabile	Wald	p	variabile	Wald	p	variabile	Wald	p	variabile	Wald	p
Data (-)	12.15	***	Orario (-)	8.70	**	Data (-)	10.41	**	Orario (-)	7.54	**
Asse 2 (-)	35.54	***	Data (-)	5.40	*	Orario (-)	11.24	**	AZ 10 (+)	5.13	*
Asse 3 (+)	42.83	***	Asse 2 (-)	30.02	***	Asse 2 (+)	29.72	***			
Asse 5 (+)	10.18	**	Asse 3 (+)	36.42	***	Asse 3 (-)	23.36	***			
Asse 6 (+)	16.87	***	Asse 5 (+)	7.76	**	Asse 4 (+)	5.29	*			
AZ 10 (+)	4.42	*	Asse 6 (+)	28.06	***	Asse 5 (-)	7.67	**			
Asse 2* AZ 10 (+)	8.86	**	AZ 10 (+)	5.09	*	Asse 6 (+)	19.22	***			
Asse 6* AZ 10 (-)	6.05	*	Asse 2* AZ 10 (+)	4.73	*	AZ 10 (+)	14.13	***			
			Asse 6* AZ 10 (-)	7.49	**	Asse 5* AZ 10 (+)	15.81	***			
						Asse 6* AZ 10 (+)	7.74	**			

Considerando la scala di dettaglio, le due interazioni hanno, stavolta, entrambe un effetto positivo; se nel caso dell'asse 6 che, ricordiamolo, individua le zone umide, la relazione positiva sembra dovuta alla natura stessa degli interventi, molti dei quali prevedono proprio il mantenimento delle zone umide create grazie all'applicazione dei regolamenti CEE, la relazione con l'asse 5 sembrerebbe in contrasto con quanto risultato dall'analisi di contesto. In questo caso infatti, contrariamente a quanto succede a una scala spaziale più ampia, l'effetto della misura sembra maggiore in ambienti non urbanizzati, e specificatamente in prossimità di frutteti e altre colture legnose, ambienti che, come abbiamo già detto, ospitano popolamenti abbastanza poveri. Evidentemente l'effetto degli ambienti urbani è notevolmente differente cambiando scala spaziale di riferimento.

In Figura 17 è riportata la localizzazione delle aree soggette all'azione 10.

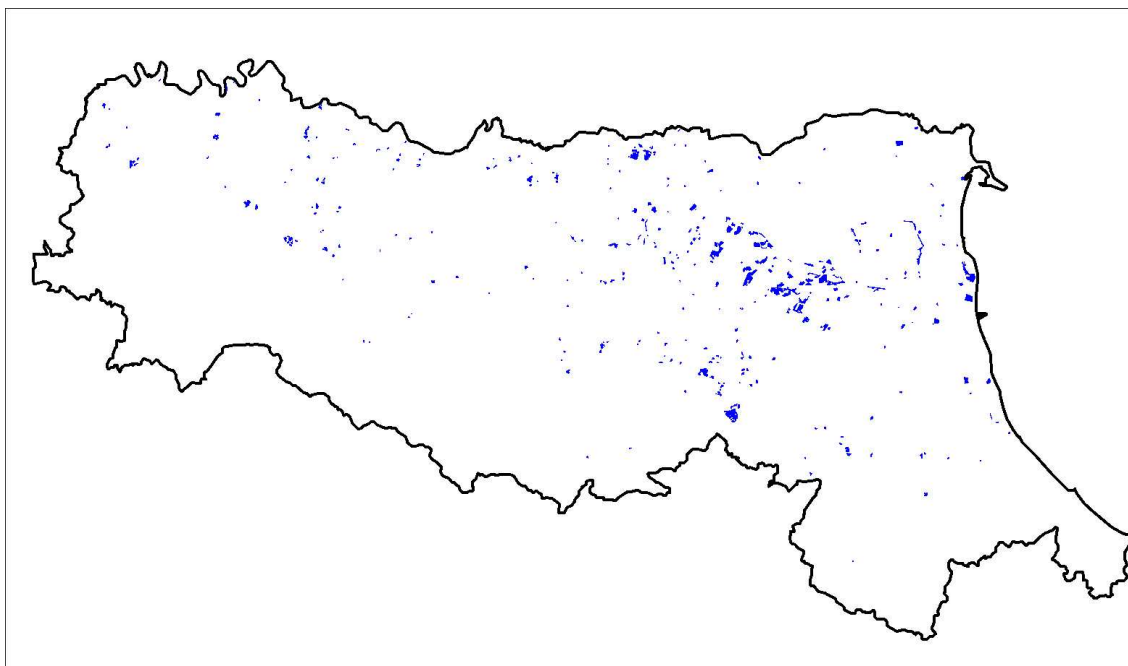


Figura 17. Distribuzione delle aree interessate dall'azione 10.

Per quanto riguarda le specie indicatrici, sono ben nove quelle che caratterizzano le aree in cui è stata implementata l'azione 10 a fronte invece di nessuna per le altre; tra queste, come del resto era da attendersi, spiccano numerose specie legate alle zone umide, come il cavaliere d'Italia (*Himantopus himantopus*), il germano reale (*Anas platyrhynchos*), la nitticora (*Nycticorax nycticorax*), l'airone cinereo (*Ardea cinerea*), il cormorano (*Phalacrocorax carbo*), ma anche l'usignolo (*Luscinia megarhynchos*) e il picchio verde (*Picus viridis*), che trovano nella vegetazione ripariale ambienti molto idonei per la nidificazione.

Conclusioni

Sebbene i risultati presentati in questa relazione siano preliminari, risulta evidente come le misure agro-ambientali producano effetti significativi sull'avifauna nidificante. Analizzando questi primi risultati appare evidente come sebbene siano le misure che producono cambiamenti nella struttura dell'ambiente, ad esempio attraverso la creazione e il mantenimento di nuovi habitat (es. AZ 10), a determinare gli effetti più importanti, anche quelle che intervengono regolando o limitando l'uso di certe sostanze o pratiche colturali (es. AZ 2), almeno in certi contesti, riescono comunque a produrre effetti positivi significativi. Questi risultati appaiono in linea con quanto emerge da numerosi studi che hanno dimostrato l'importanza dei *non cropped elements* per la conservazione della biodiversità negli ambienti agricoli (Fuller et al. 2004, Herzona e O'Harab 2006, Chiron et al. 2010).

L'utilizzo degli uccelli come indicatori permette di ottenere una valutazione oggettiva dell'efficacia di queste misure, rispondendo ad una necessità di disporre di metodi oggettivi di valutazione della Politica Agricola Comunitaria, necessità oramai sempre più stringente come emerge chiaramente da numerosi casi di studio (Finn et al. 2009, Primdahl et al. 2010), alcuni condotti proprio in Emilia Romagna (Viaggi et al. 2011).

Bibliografia

- Andreasen C., Stryhn H., Streibig J. C. 1996. Decline in the flora in Danish arable fields. *J. Appl. Ecol.* 33: 619–626.
- Batáry P., Báldi A., Kleijn D., Tschamntke T. 2011. Landscape moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. *Proc. R. Soc. B* 278: 1894–1902.
- Bengtsson J., Ahnström J., Weibull A.C. 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42: 261–269.
- Benton T.G., Bryant D.M., Cole L., Crick H.Q.P. 2002. Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *J. Appl. Ecol.* 39: 673–687.
- Blondel J., Ferry C., Frochot B. 1981. Point counts with Unlimited distance. In: *Estimating Numbers of terrestrial birds. Studies in Avian Ecology* 6: 414–420.
- Boatman N.D., Brickle N.W., Hart J.D., Milsom T.P., Morris A.J., Murray A.W.A., Murray K.A., Robertson P. A. 2004. Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis*, 146: 131–143.
- Burn A.J. 2002. Pesticides and their effects on lowland farmland birds. In Edited by NJ Aebischer, AD Evans, PV Grice and JA Vickery *Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds*. British Ornithologists' Union, pp. 89–104.
- Butler S.J., Vichery A.J., E Norris K. 2007. Farmland Biodiversity and the Footprint of Agriculture. *Science*, 315: 381–384.
- Campedelli T., Tellini Florenzano G., Sorace A., Fornasari L., Londi G. & Mini L. 2009. Species selection to develop an Italian farmland bird index. *Avocetta* 33 (2): 87–91.
- Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. G. H., Duckworth, J. C. & Shrubbs, M. 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *J. Appl. Ecol.*, 37: 771–788.
- Chirona F., Filippi-Codaccioni O., Jigueta F. e Devictorb V. 2010. Effects of non-cropped landscape diversity on spatial dynamics of farmland birds in intensive farming systems. *Biological Conservation* 143: 2609–2616.
- Concepción E.D., Díaz M. e Baquero R.A. 2008. Effects of landscape complexity on the ecological effectiveness of agri-environment schemes. *Landscape ecology*, 2: 135–148.
- de Heer M., Kapos V., ten Brink B. J. 2005. Biodiversity trends in Europe: development and testing of a species trend indicator for evaluating progress towards the 2010 target. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B.* 360: 297–308.
- Donald P.F. 2004. *The Skylark*. T & AD Poyser, London.
- Donald P.F. e Evans A.D. 2006. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *Journal of Applied Ecology*, 43: 209–218.
- Donald P.F., Green R.E. E Heath M.F. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. R. Soc. Lond.*, 268: 25–29.
- Dufrene M. e Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67:345–366.
- Finn J.A., Bartolini F., Bourke D., Kurz I. e Viaggi D. 2009. Ex post environmental evaluation of agri-environment schemes using experts' judgements and multicriteria analysis. *Journal of Environmental Planning and Management* 52: 717–737.
- Fornasari L., de Carli E., Brambilla S., Buvoli L., Maritan E., Mingozzi T. 2002. Distribuzione dell'Avifauna nidificante in Italia: primo bollettino del progetto di Monitoraggio MITO2000. *Avocetta* 26: 59–115.
- Fornasari L., Londi G., Buvoli G., Tellini Florenzano G., La Gioia G., Pedrini P., Bricchetti P. & De Carli E. (eds.) 2010. Distribuzione geografica e ambientale degli uccelli comuni nidificanti in Italia, 2000–2004 (dati del progetto MITO2000). *Avocetta* 34 (2): 224.
- Fuller R.J., Hinsley S.A. e Swetnam R.D. 2004. The relevance of non-farmland habitats, uncropped areas and habitat diversity to the conservation of farmland birds. *Ibis* 146: 22–31.
- Geigera F., Bengtsson J., Berendse F., Weisser W.W., Emmerson M., *et al.* 2010. Persistent negative effects of

- pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* 11: 97–105.
- Gregory D. R. e van Strien A. 2010. Wild bird indicators: using composite population trends of birds as measures of environmental health. *Ornithol. Sci.*, 9: 3-22.
- Gregory R.D., Noble D., Field R., Marchant J., Raven M. e Gibbons D.W. 2003 Using birds as indicators of biodiversity. *Ornis Hungarica*, 12-13: 11-24.
- Gregory R.D., Voríšek P., Noble D.G., van Strien A., Klavanová A., Eaton M., Meyling A.W. G., Joys A., Foppen R.P.B e Burfield I.J. 2008. The generation and use of bird population indicators in Europe. *Bird Conservation International*, 18: 223-244.
- Gregory RD, van Strien A, Vorisek P, Meyling AWG, Noble DG, Foppen RPB, Gibbons DW 2005. Developing indicators for European birds. *Philosophical transactions of the Royal Society* 360: 269-288.
- Herzona I. e O'Harab R.B. 2006. Effects of landscape complexity on farmland birds in the Baltic States. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118:297-306.
- Jørgen Primdahl J., Vesterager J.P., Finn J.A., Vlahos G., Kristensen L., Vejre H. 2010. Current use of impact models for agri-environment schemes and potential for improvements of policy design and assessment. *Journal of Environmental Management*, 91: 1245-1254.
- Kleijn D., Baquero R. A., Clough Y., Díaz M., De Esteban J., Fernández F., Gabriel D., Herzog F., Holzschuh A., Jöhl R., Knop E., Krüess A., Marshall E. J., Steffan-Dewenter I., Tscharrntke T., Verhulst J., West T. M., Yela J. L. 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecol. Lett.* 9: 243–257.
- Kleijn D., Rundlo M., Scheper J., Smith H.G. e Tscharrntke T. 2011. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology and Evolution*, 26: 474-481.
- Konvička M., Beneš J., Cizek O., Kopecek F., Konvička O., Vítaz L. 2008. How too much care kills species: Grassland reserves, agri-environmental schemes and extinction of *Colias myrmidone* (Lepidoptera: Pieridae) from its former stronghold. *J. Insect Conserv.* 5: 519–525.
- Kovács-Hostyánszki A., Kőrösi Á., Orci K. M., Batáry P., Báldi A. 2011. Set-aside promotes insect and plant diversity in a Central European country. *Agric. Ecosyst. Environ.* 141: 296–301.
- Kragten S., Tamis W.L.M., Gertenaar E., Midcap Ramiro S.M., Van der Poll R.J., Wang J., de Snoo G.R. 2011. Abundance of invertebrate prey for birds on organic and conventional arable farms in the Netherlands. *Bird Conservation International* 21: 1-11.
- Kragten S., Trimbos K.B., de Snoo G.R. 2008. Breeding skylarks (*Alauda arvensis*) on organic and conventional arable farms in the Netherlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 126: 163-167.
- Kuemmerle T., Hostert P., Radeloff V. C., van der Linden S., Perzanowski K., Kruhlov I. 2008. Cross-border comparison of post-socialist farmland abandonment in the Carpathians. *Ecosyst.* 11: 614–628.
- Kuussaari M., Heliölä J., Luoto M., Pöyry J. 2007. Determinants of local species richness of diurnal lepidoptera in boreal agricultural landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 122: 366–376.
- LIPU 2011a. Farmland Bird Index e Woodland Bird Index 2010-2011. Sezione 4: piano di campionamento 2011. <http://www.reterurale.it/farmlandbirdindex>.
- LIPU 2011b. Farmland Bird Index e Woodland Bird Index 2010-2011. Sezione 2: Emilia Romagna. <http://www.reterurale.it/farmlandbirdindex>.
- Llusia D. e Oñate J.J. 2005. Are the conservation requirements of pseudo-steppe birds adequately covered by Spanish agri-environmental schemes? An ex-ante assessment. *Ardeola*, 52: 31-42.
- Ohl C., Drechsler M., Johst K., Wätzold F. 2008. Compensation payments for habitat heterogeneity: Existence, efficiency, and fairness considerations. *Ecol. Econ.* 67: 162–174.
- Orłowski G. 2004. Abandoned cropland as a habitat of the Whinchat *Saxicola rubetra* in SW Poland. *Acta Ornithol.* 39: 59–67.
- Orłowski G. 2005. Endangered and declining bird species of abandoned farmland in south-western Poland. *Agr. Ecosyst. Environ.* 111: 231–236.
- Orłowski G. 2010. Effect of boundary vegetation and landscape features on diversity and abundance of

- breeding bird community of abandoned crop fields in south-western Poland. *Bird Study* 57: 175–182.
- Podani J. 2007. *Analisi ed esplorazione multivariata dei dati in ecologia e biologia*. Liguori Editore, pp. 544.
- Primdahl J., Vesterager J.P., Finn J.A., Vlahos G., Kristensen L. e Vejre H. 2010. Current use of impact models for agri-environment schemes and potential for improvements of policy design and assessment. *Journal of Environmental Management* 91: 1245-1254.
- Reif J., Voříšek P., Šťastný K., Bejček V., Petr J. 2008. Agricultural intensification and farmland birds: new insights from a central European country. *Ibis* 150: 596–605.
- Sauberer N, Zulka KP, Abensperg-Traun M, Berg H.-M, Bieringer G, Milasowsky N, Moser D, Plutzar C, Pollheimer M, Storch C, Troestl R, Zechmeister H, Grabherr G 2004. Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. *Biological Conservation* 117: 181-190.
- Siriwardena, G. M., Baillie, S. R., Buckland, S. T., Fewster, R. M., Marchant, J. H. & Wilson, J. D. 1998 Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed Common Birds Census indices. *J. Appl. Ecol.*, 35: 24–43.
- Spitzer L., Beneš J., Dandová J., Jasková V., Konvička M. 2009. The Large Blue butterfly, *Phengaris [Maculinea] arion*, as a conservation umbrella on a landscape scale: The case of the Czech Carpathians. *Ecol. Indic.* 9: 1056–1063.
- Stoate C., Báldi A., Beja P., Boatman N. D., Herzon I., van Doorn A., de Snoo G. R., Rakosy L., Ramwell C. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe — a review. *J. Environ. Manag.* 91: 22–46.
- Tryjanowski P, Hartel T, Báldi A, Szymański P, Tobolka M, Herzon I, Goławski A, Konvička M, Hromada M, Jerzak L, Kujawa K, Lenda M, Orłowski G, Panek M, Skórka P, Sparks T.H., Tworek S, Wuczyński A. e Mihorski M. 2011. Conservation of farmland birds faces different challenges in Western and Central-Eastern Europe. *Acta Ornithologica*, 46: 1-12.
- Van Dyck H., Van Strien A. J., Maes D., Van Swaay C. A. M. 2009. Declines in common, widespread butterflies in a landscape under intense human use. *Conserv. Biol.*, 23: 957–965.
- Verhulst J., Kleijn D. e Beredense F. 2007. Direct and indirect effects of the most widely implemented Dutch agri-environment schemes on breeding waders. *Journal of Applied Ecology*, 44: 70–80.
- Viaggi D., Finn J.A., Kurz I. e Bartolini F. 2011. Multicriteria analysis for environmental assessment of agri-environment schemes: how to use partial information from Mid-Term Evaluations? *Agricultural Economic Review* 12: 5-21.
- Vickery, J. A., Evans, A. D., Grice, P., Brand-Hardy, R. e Aebischer, N. A. 2004 Ecology and conservation of lowland farmland birds II: the road to recovery. *Ibis* 146 (Suppl. 2): 1–258.
- Voříšek P., Klvanova A., Gregory R., Aunins A., Chylarecki, P., Crowe O., de Carli E., del Moral J. C., Escandell V., Foppen R. P., Fornasari L., Heldbjerg H., Hilton G., Husby M., Jawińska D., Jiguet F., Joys A., Kuresoo A., Lindstrom A., Martins R., Noble D. G., Reif J., Schmid H., Schwarz J., Szep J., Teufelbauer N., Vaisanen R., Vansteenwegen C., Weiserbs A. 2007. *The state of Europe's common birds, 2007*. CSO/RSPB, Prague, Czech Republic, p. 23.
- Voříšek P., van Strien A., Šcorpilová J., Klvanova A. e Gregory R.D. 2010. Pan-European Common Bird Monitoring Scheme by 2010. Monitoring, indicators and targets” Book of Abstracts of the 18 th Conference of the European Bird Census Council, 22-26 March 2010, Caceres, Extremadura, Spain.
- Whittingham M.J. 2007. Will agri-environment schemes deliver substantial biodiversity gain, and if not why not? *Journal of Applied Ecology* 44: 1–5.
- Wrška T., Schindler S., Pollheimer M., Schmitzberger I., Peterseil J. 2008. Impact of the Austrian Agri-Environmental Scheme on diversity of landscapes, plants and birds. *Community Ecology* 9 (2): 217-222.
- Wretenberg J., Lindstrom A., Svensson S., Part T. 2007. Linking agricultural policies to population trends of Swedish farmland birds in different agricultural regions. *J. Appl. Ecol.* 44: 933–941.
- Wretenberg J., Lindstrom A., Svensson S., Thierfelder T., Part T. 2006. Population trends of farmland birds in Sweden and England: similar trends but different patterns of agricultural intensification. *J. Appl. Ecol.* 43: 1110–1120.