



Progetto

Indicatori di biodiversità. Censimento 2014

Azione

*Uso degli uccelli comuni nidificanti per l'identificazione
delle aree agricole ad alto valore naturale, stagione 2014*

**Contributo all'identificazione delle aree
agricole ad alto valore naturale in Puglia**

Marzo 2015

Gruppo di lavoro dell'Azione "Uso degli uccelli comuni nidificanti per l'identificazione delle aree agricole ad alto valore naturale, stagione 2014 "Indicatori di biodiversità. Censimento 2014"

Coordinamento: Patrizia Rossi - **LIPU**

Via Udine, 3A - 43122 Parma - Telefono 0521 273043 - E-mail: patrizia.rossi@lipu.it

In collaborazione con:

Antonella Trisorio, Rete Rurale Nazionale – INEA

Via Nomentana, 41 - 00161 Roma – Telefono 06 47856428 - trisorio@inea.it

Giuseppe La Gioia, associazione Or.Me. (www.ormepuglia.it) e coordinatore regionale progetto MITO2000.

Analisi statistiche e redazione della relazione:

FaunaViva, Gianpiero Calvi

Viale Sarca, 78 - 20125 Milano - Telefono 02 36591561

D.R.E.Am. Italia Soc. Coop. Agr. For., Tommaso Campedelli, Guido Tellini Florenzano.

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



Il progetto MITO2000 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 dei dati ornitologici.

Coordinatori regionali e rilevatori del progetto MITO2000:

Coordinatori: Sigismondi Antonio (2000), Associazione Or.Me. (La Gioia Giuseppe) (2001-2014)

Rilevatori: Albanese Giuseppe, Bux Michele, Caldarella Matteo, Capodiferro Tommaso, Capone Giancarlo, Chiatante Gianpasquale, Chiatante Pietro, Corso Andrea, Cripezzi Vincenzo, Fulco Egidio, Gaudiano Lorenzo, Giacoia Vittorio, Giglio Giuseppe, Gioiosa Maurizio, Green Anthony, Labadessa Rocco, La Gioia Giuseppe, Laterza Marisa, Liuzzi Cristiano, Marzano Giacomo, Mastropasqua Fabio, Nuovo Giuseppe, Rizzi Vincenzo, Sigismondi Antonio, Todisco Simone.

Per la citazione di questo documento si raccomanda: Rete Rurale Nazionale & LIPU (2015). Contributo all'identificazione delle aree agricole ad alto valore naturale in Puglia.

Indice

1. PREMESSA.....	3
2. INTRODUZIONE.....	4
2.1. Le aree agricole ad alto valore naturale.....	4
2.2. Identificazione delle aree agricole a scala regionale in Italia.....	5
2.3. Il Progetto MITO2000 in Puglia.....	6
3. MATERIALI E METODI.....	7
3.1. I dati ornitologici.....	7
3.2. Analisi dei dati.....	8
3.2.1. Modelli di idoneità ambientale delle specie agricole di interesse conservazionistico.....	8
3.2.2. Modelli di idoneità ambientale delle comunità ornitiche dei sistemi agricoli mediterranei	10
4. RISULTATI.....	13
4.1. Modelli di idoneità ambientale delle specie agricole di interesse conservazionistico.....	13
4.1.1. Modello di idoneità complessiva.....	25
4.2. Modelli di idoneità ambientale delle comunità ornitiche dei sistemi agricoli mediterranei	26
4.2.1. Ricchezza totale.....	26
4.2.2. Ricchezza di specie tipiche dei sistemi agricoli mediterranei.....	27
5. DISCUSSIONE.....	29
5.1. Modelli di idoneità ambientale delle specie agricole di interesse conservazionistico.....	29
5.2. Modelli di idoneità ambientale delle comunità ornitiche dei sistemi agricoli mediterranei.....	31
6. CONCLUSIONI.....	33
7. BIBLIOGRAFIA.....	34

1. PREMESSA

L'obiettivo di questo studio è quello di fornire a scala regionale, in questo caso per la Puglia, uno strumento per l'individuazione delle aree agricole ad alto valore naturale (AVN) di terzo tipo, definite da Andersen *et al.* (2003) "aree agricole che sostengono specie rare o un'elevata ricchezza di specie di interesse europeo o mondiale".

Utilizzando gli uccelli nidificanti come indicatori di biodiversità e le informazioni sulla distribuzione delle specie disponibili a scala regionale grazie al progetto MITO2000, abbiamo individuato, in maniera oggettiva e per tutto il territorio della Puglia, le aree agricole di maggior valore per la biodiversità.

Come vedremo, in particolare discutendo le altre esperienze di individuazione delle AVN a scala regionale, un approccio di questo tipo, se confrontato con la maggior parte di quelli fino ad oggi utilizzati, risulta particolarmente efficace e permette soprattutto di superare alcune criticità legate all'utilizzo di database non uniformemente distribuiti sul territorio.



Paesaggio caratteristico delle aree agricole ad alto valore naturale in Puglia.

2. INTRODUZIONE

2.1. Le aree agricole ad alto valore naturale

Il termine agricoltura ad alto valore naturale è stato coniato all'inizio degli anni '90 del secolo scorso per enfatizzare il ruolo cruciale dell'agricoltura a bassa intensità per la conservazione della biodiversità in Europa.

Gli obiettivi di conservazione della biodiversità non possono essere realizzati soltanto mediante gli approcci di conservazione di specie e habitat particolari o di protezione e gestione dei siti (es. aree protette, rete Natura 2000). A tal fine assume, infatti, una notevole rilevanza il mantenimento di quei sistemi agricoli a bassa intensità che favoriscono le dinamiche dei processi naturali e creano opportunità perché la biodiversità prosperi in aree vaste e continue. Oltre ad essere fondamentale per la biodiversità, l'agricoltura AVN fornisce numerosi altri servizi alla collettività, tra cui stoccaggio del carbonio, acque pulite, prevenzione degli incendi, sostenibilità economica delle aree rurali e ricchezza del tessuto sociale e del paesaggio europeo.

Le aree agricole AVN sono presenti in tutti gli Stati dell'Unione Europea e, sebbene ciascuna con le sue peculiarità, è possibile individuarne tre tipologie (Andersen et al., 2003; Oppermann et al., 2012) :

- aree con un'elevata proporzione di vegetazione semi-naturale (es. pascoli naturali);
- aree con presenza di un mosaico di agricoltura a bassa intensità ed elementi naturali, semi-naturali e strutturali (es. siepi, muretti a secco, boschetti, filari, piccoli corsi d'acqua, ecc.);
- aree agricole che sostengono specie rare o un'elevata ricchezza di specie di interesse europeo o mondiale.

La maggior parte delle aree agricole AVN, che corrisponde anche alla maggior estensione, si trova nelle regioni marginali e meno redditizie per il settore primario, dove le condizioni fisiche e ambientali hanno impedito l'intensificazione dell'agricoltura e pertanto si praticano ancora attività agricole su piccola scala e in prevalenza di tipo tradizionale. Si trovano soltanto dei residui AVN, invece, nei paesaggi agricoli caratterizzati da agricoltura intensiva e specializzata, come nelle aree pianiziali. La principale causa che pone a rischio queste aree è, in particolar modo, nel primo caso, l'abbandono dei terreni e dell'agricoltura estensiva; l'intensificazione ulteriore dell'agricoltura e la frammentazione delle aree AVN, nel secondo caso. In alcune, situazioni il rischio è rappresentato anche dalla conversione dei terreni agricoli ad altri usi come l'urbanizzazione, la produzione di energia elettrica (es. campi fotovoltaici), ecc.

Sebbene l'importanza ambientale, socio-culturale e territoriale dell'agricoltura AVN sia ampiamente riconosciuta, per garantirle un futuro è ancora necessaria una crescita della consapevolezza dei responsabili dei processi decisionali, degli amministratori e della collettività.

Perché l'agricoltura AVN possa continuare ad esistere deve essere economicamente e socialmente sostenibile. In molti casi, ciò è possibile solo se la società, attraverso la Politica Agricola Comune, sostiene gli agricoltori riconoscendo loro i servizi ambientali e sociali che forniscono e che non sono riconosciuti dal mercato.

Soltanto attraverso la conoscenza dei diversi tipi sistemi agricoli ad alto valore naturale presenti in ciascuna regione e delle loro caratteristiche sarà possibile definire un insieme di misure adeguate al mantenimento di questo tipo di agricoltura.

2.2. Identificazione delle aree agricole a scala regionale in Italia

Negli ultimi anni, da quando le AVN sono entrate nella programmazione della Politica Agricola Comune, sono stati realizzati alcuni progetti pilota di identificazione di queste aree a scala regionale. Forconi *et al.* (2010) riportano alcuni casi di studio effettuati in Toscana, Lazio, Sicilia e Lombardia e per quest'ultima è disponibile anche la più recente indagine realizzata dalla FLA (Fondazione Lombardia per l'Ambiente; Brambilla *et al.* 2014).

Queste esperienze, pur partendo da una base teorica comune ovvero le tre tipologie di AVN individuate da Andersen *et al.* (2003) nel processo di identificazione delle aree hanno utilizzato procedure e strumenti anche molto diversi, molto spesso dettati dall'esigenza di utilizzare al meglio le informazioni, in alcuni casi poche, disponibili. Per quanto riguarda in particolare la terza tipologia di AVN "aree agricole che sostengono specie rare o un'elevata ricchezza di specie di interesse europeo o mondiale", che è oggetto di questa relazione, risulta molto interessante analizzare i differenti risultati ottenuti in Toscana e in Lombardia servendosi di due approcci diversi. Il metodo definito "della copertura del suolo e dei dati di biodiversità" che prende in considerazione tutte e tre le tipologie di AVN (Paracchini 2008), utilizzando i siti della rete Natura 2000 come fonte di dati sulla biodiversità e quello definito come "metodo statistico" (Samoy *et al.* 2007) dove invece vengono individuate solo le prime due tipologie, senza quindi considerare la biodiversità. Il metodo statistico, utilizzato anche a livello nazionale in Belgio e in Repubblica Ceca (Samoy *et al.* 2007), si basa sul calcolo dei seguenti tre indicatori:

- indicatore 1: "Diversità colturale" con valore massimo di 10 punti
- indicatore 2: "Pratiche estensive" con un valore massimo di 10 punti
- indicatore 3: "Elementi del Paesaggio" con un valore massimo di 10 punti

Applicando queste due diverse metodologie ai due casi di studio citati, gli autori ottengono risultati molto diversi soprattutto in Toscana, relativamente simili invece in Lombardia. In Toscana in particolare, le maggiori differenze riguardano le zone meridionali (maremma e grossetano in generale) e l'area del senese. Queste zone, che rimangono escluse utilizzando il metodo statistico, comprendono le principali aree agricole regionali dove esistono ampie superfici agricole estensive a seminativo, particolarmente importanti e apprezzate, sia a livello paesaggistico sia naturalistico.

Il caso studio della Toscana, a cui si può aggiungere l'analoga esperienza realizzata in Sicilia (Forconi *et al.* 2010), evidenzia due aspetti metodologici interessanti. Da una parte emerge l'importanza di utilizzare i dati di biodiversità, poiché le prime due tipologie di AVN, così come definite, non prendono in considerazione alcuni dei sistemi agricoli di maggiore interesse paesaggistico e naturalistico della penisola, in particolare i sistemi estensivi a cereali (corrispondenti, nel caso studio, alle zone meridionali toscane). Questo risultato era peraltro emerso anche nel precedente studio sulle aree agricole AVN realizzato da Lipu in collaborazione con la Rete Rurale Nazionale e INEA, utilizzando i dati del progetto MITO2000 per una sorta di "validazione" delle aree agricole AVN individuate a livello nazionale (Rete Rurale e LIPU, 2014). Il secondo aspetto riguarda i limiti di un utilizzo dei dati di biodiversità legati esclusivamente ai siti Natura2000. Infatti, i siti della rete Natura 2000, che sono stati individuati sulla base di criteri differenti da quelli che portano a individuare le aree agricole AVN, potrebbero escludere aree agricole non ospitanti specie e habitat in allegato alle Direttive Uccelli e Habitat ma comunque importanti per la biodiversità e meritevoli di attenzione.

Un approccio diverso, che tiene conto di queste problematiche, molto simile del resto a quello utilizzato a scala nazionale da Rete Rurale e LIPU (2014) e proposto in questa sede per la Puglia, è quello utilizzato in Lombardia da Brambilla *et al.* (2014). Anche in questo caso, utilizzando gli uccelli nidificanti come indicatori, per una serie di specie legate ai diversi sistemi agricoli della regione, sono state elaborate delle carte di idoneità territoriale, distribuite quindi su tutta la superficie regionale, individuando, in modo oggettivo, le aree di maggior interesse per la biodiversità. Integrando questa informazione con altri dati, sempre calcolati al continuo su tutta la superficie, come ad esempio degli indici di diversità e intensità colturale, è stato possibile identificare le AVN.

2.3. Il Progetto MITO2000 in Puglia

Il progetto MITO2000 (Monitoraggio ITALiano Ornitologico) è un programma di monitoraggio dell'avifauna nidificante che ha il principale obiettivo di fornire indicazioni sugli andamenti di popolazione nel tempo e di calcolare indicatori aggregati. Il progetto MITO2000 aderisce al *Pan-European Common Bird Monitoring Scheme* (PECBMS), un programma di monitoraggio delle popolazioni di uccelli nidificanti a livello continentale (27 Paesi aderenti) promosso dallo *European Bird Census Council* (EBCC) e da *BirdLife International*.

Il progetto utilizza come metodologia di censimento quella dei punti di ascolto della durata di 10 minuti, tempo entro il quale l'osservatore annota tutte le specie viste o udite; per approfondimenti sulla metodologia di censimento si rimanda a Fornasari *et al.* (2004).

I dati del progetto MITO2000 attualmente disponibili nella banca dati afferente al territorio regionale, riferiti al programma randomizzato, consistono in 31.502 record di Uccelli, rilevati in 4.294 punti d'ascolto. Le particelle coperte sul territorio regionale sono in totale 96, di cui 32 monitorate nel 2014.

Il numero delle particelle (Figura 2.1) e dei punti rilevati presenta fluttuazioni molto marcate soprattutto nel periodo 2001-2008, mentre mostra valori elevati pressoché costanti negli ultimi sei anni di monitoraggio. Il progetto MITO2000 ha, infatti, preso il via nel 2000 grazie al contributo iniziale del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, è proseguito su base prevalentemente volontaristica sino al 2008 grazie all'impegno degli ornitologi locali, in particolare dell'associazione Or.Me., e dal 2009 viene sostenuto dal Ministero delle politiche agricole alimentari e forestali.

Il numero dei punti d'ascolto effettuati nel 2014 grazie al contributo della Rete Rurale Nazionale – RRN (Ministero delle politiche agricole alimentari e forestali) è 477 e ha permesso di raccogliere 3.776 dati relativi agli uccelli nidificanti.

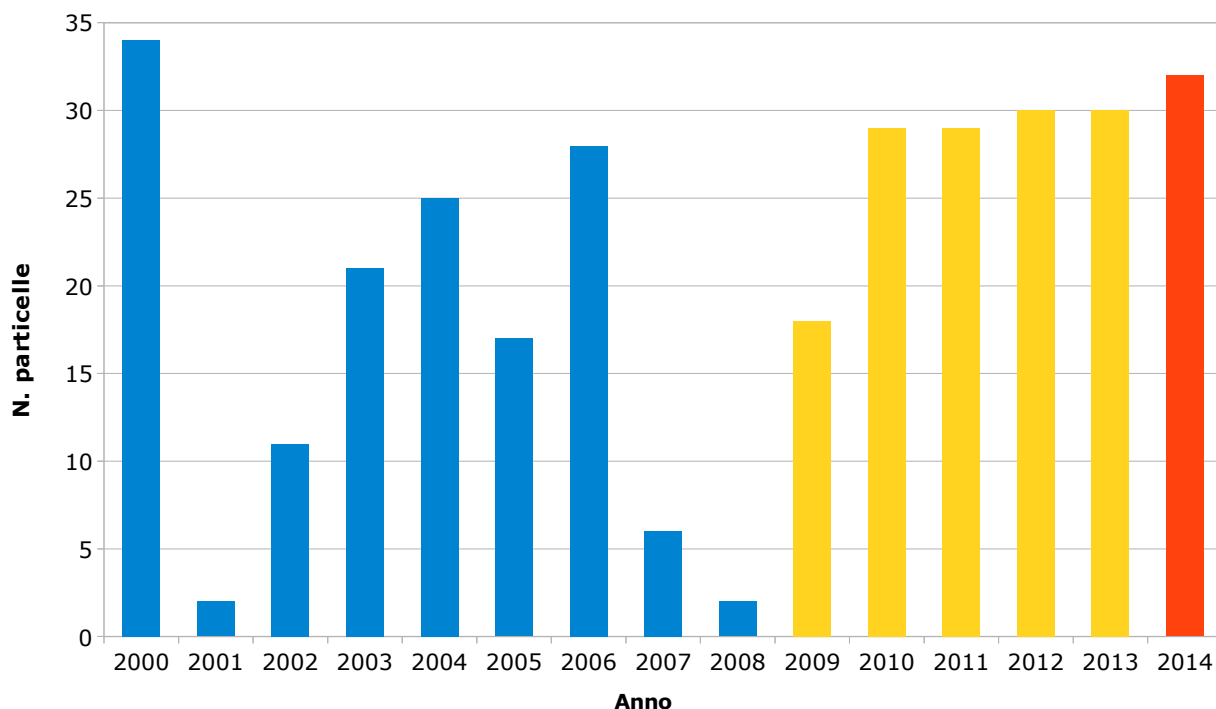


Figura 2.1: Numero delle particelle monitorate ogni anno del progetto MITO2000: in giallo gli anni con il sostegno della RRN, in rosso l'ultima stagione.

3. MATERIALI E METODI

Utilizzando lo stesso approccio già sperimentato a scala nazionale (Rete Rurale e LIPU, 2014) e riproposto con buoni risultati anche a scala regionale per la Lombardia (Brambilla *et al.* 2014), sono state elaborate delle carte regionali di idoneità ambientale per una serie di specie indicatrici e di particolare interesse conservazionistico legate agli ambienti agricoli. Queste carte, una volta sovrapposte, permettono di individuare i sistemi agricoli che sostengono, o comunque risultano particolarmente idonei a sostenere, popolazioni di specie rare e di interesse. La stessa cosa è stata fatta utilizzando anche un indicatore di comunità, il numero di specie di uccelli nidificanti, calcolato per unità di rilievo (stazione di ascolto), sia considerando tutte le specie sia selezionando solo quelle tipiche dei sistemi agricoli mediterranei.

Le due informazioni, la distribuzione potenziale delle specie di interesse e quella delle comunità più ricche in specie agricole, opportunamente integrate tra loro permettono di individuare i sistemi agricoli di maggiore interesse per la biodiversità.

3.1. I dati ornitologici

Partendo dal *database* regionale del progetto MITO2000, abbiamo selezionato un *set* di specie legate agli ambienti agricoli, ed in particolare agli agro-ecosistemi tipici dell'area mediterranea. Rispetto alla lista delle specie utilizzate per il calcolo del *Farmland Bird Index* regionale (Rete Rurale Nazionale & LIPU 2015), ne abbiamo aggiunte alcune di particolare interesse conservazionistico, non utilizzabili ai fini del calcolo dell'indice perché appunto troppo rare o localizzate, e viceversa, ne abbiamo escluse altre perché, al contrario, essendo uniformemente diffuse in tutta la regione, quindi anche al di fuori degli ambienti agricoli, risultano allo scopo poco rappresentative. La scelta delle nuove specie è avvenuta sulla base delle preferenze ecologiche note. Le specie escluse sono: tortora selvatica, upupa, rondine, ballerina bianca, tordela, usignolo di fiume, beccamoschino, occhiocotto, sterpazzola, pigliamosche, codibugnolo, cinciarella, cinciallegra, rampichino comune, ghiandaia, gazza, cornacchia grigia, passera d'Italia, passera mattugia, fringuello, verzellino, verdone, cardellino, fanello, zigolo nero.

Le specie individuate sono riportate in Tabella 3.1; per ciascuna è riportato il numero complessivo di dati (numero di osservazioni complessive registrate nei 15 anni di progetto MITO2000) e quello delle localizzazioni: quest'ultimo dato, come vedremo nei paragrafi successivi, sarà quello utilizzato nelle analisi per l'elaborazione delle carte di idoneità. Le carte di idoneità territoriale sono state elaborate solo per le specie di interesse conservazionistico che presentavano un numero sufficientemente di localizzazioni (indicate in Tabella nella colonna "modello"); tutte le specie sono state invece utilizzate per il calcolo dei valori di ricchezza specifica, qualora presenti nel set di dati selezionati per le indagini (cfr. Paragrafo 3.2.2).

Tabella 3.1: Elenco delle specie utilizzate nelle analisi; per ciascuna è riportato il numero complessivo di osservazioni registrate nel progetto (n. dati) e il numero di localizzazioni. Con l'asterisco sono indicate le specie non incluse nel *Farmland Bird Index*. Nella colonna "modello" sono indicate quelle per le quali sono state elaborate le carte di idoneità ambientale.

specie		modello	n. dati	n. localizzazioni
cicogna bianca*	<i>Ciconia ciconia</i>		2	2
nibbio bruno*	<i>Milvus migrans</i>		21	16
nibbio reale*	<i>Milvus milvus</i>		7	7
capovaccaio*	<i>Neophron percnopterus</i>		1	1
grillaio	<i>Falco naumanni</i>		213	106
gheppio	<i>Falco tinnunculus</i>		473	309
lanario*	<i>Falco biarmicus</i>		2	2
quaglia*	<i>Coturnix coturnix</i>		137	86
occhione	<i>Burhinus oedichnemus</i>		7	6
ghiandaia marina*	<i>Coracias garrulus</i>	x	21	12
calandra	<i>Melanocorypha calandra</i>	x	252	118
calandrella	<i>Calandrella brachydactyla</i>	x	250	125

specie		modello	n. dati	n. localizzazioni
cappellaccia	<i>Galerida cristata</i>		2017	827
tottavilla*	<i>Lullula arborea</i>	x	46	38
allodola	<i>Alauda arvensis</i>	x	211	126
calandro	<i>Anthus campestris</i>		8	8
saltimpalo	<i>Saxicola torquatus</i>		199	151
monachella*	<i>Oenanthe hispanica</i>	x	33	22
sterpazzola della sardegna*	<i>Sylvia conspicillata</i>		16	14
averla piccola*	<i>Lanius collurio</i>	x	20	16
averla cenerina	<i>Lanius minor</i>	x	53	46
averla capirossa	<i>Lanius senator</i>	x	92	80
passera lagia*	<i>Petronia petronia</i>		4	3
zigolo capinero*	<i>Emberiza melanocephala</i>		8	8
strillozzo	<i>Emberiza calandra</i>		868	374

3.2. Analisi dei dati

3.2.1. Modelli di idoneità ambientale delle specie agricole di interesse conservazionistico

I modelli sono stati costruiti utilizzando MaxEnt (Phillips *et al.* 2006; Phillips e Dudík 2008), un metodo di analisi che utilizza solo dati di presenza delle specie. MaxEnt è frequentemente utilizzato in ecologia e biologia della conservazione, perché fornisce risultati attendibili anche con campioni di numerosità limitata, come spesso accade se si studiano specie rare (Papeş e Gaubert 2007; Pearson *et al.* 2007).

I modelli sono stati costruiti analizzando le relazioni esistenti tra la probabilità di presenza delle specie e alcune variabili ambientali che descrivono il territorio di studio. Questi modelli definiscono la probabilità di presenza delle specie in base al valore assunto dalle variabili ambientali e possono quindi essere calcolati a scala di tutto il territorio di indagine, producendo appunto delle carte di idoneità. Le variabili utilizzate nei modelli sono riportate in Tabella 3.2. Si tratta di variabili descrittive delle diverse tipologie di uso del suolo, calcolate a partire dalla carta dell'uso del suolo della Regione Puglia (www.sit.puglia.it), variabili climatiche e biogeografiche. Le variabili di uso del suolo e la *Roughness Index* sono state calcolate con il metodo della Mowing window (Dale *et al.* 2002) su cartografia raster prodotta a una scala di 100x100 metri. Inoltre, alcune delle variabili di uso del suolo sono state calcolate a due diverse scale spaziali, rispettivamente entro un raggio di 300 e 600 metri dal punto di presenza: specie con caratteristiche e preferenze ecologiche diverse rispondono sovente a parametri calcolati a differenti scale spaziali.

Tabella 3.2: Elenco delle variabili ambientali, climatiche e biogeografiche utilizzate per la costruzione dei modelli ecologici.

codice	codifica
v. climatiche	
<i>ombrotipo</i>	<i>Classificazione climatica basta sul regime pluviometrico (Blasi et al. 2004)</i>
v. morfologiche	
<i>Roughness Index (rough)</i>	<i>Indice di asperità del suolo, calcolato a scala di 200 metri</i>
v. di uso del suolo	
<i>U1_300</i>	<i>Superficie urbanizzata in un intorno di 300 metri dal punto di presenza</i>
<i>U1_600</i>	<i>Superficie urbanizzata in un intorno di 600 metri dal punto di presenza</i>
<i>U211_300</i>	<i>Superficie a seminati non irrigui in un intorno di 300 metri dal punto di presenza</i>

U211_600	Superficie a seminati non irrigui in un intorno di 600 metri dal punto di presenza
U212	Superficie a seminati irrigui in un intorno di 300 metri dal punto di presenza
U221	Superficie a vigneto in un intorno di 300 metri dal punto di presenza
U222	Superficie a frutteto in un intorno di 300 metri dal punto di presenza
U223	Superficie a oliveto in un intorno di 300 metri dal punto di presenza
U24	Superficie a zone agricole eterogenee in un intorno di 300 metri dal punto di presenza
U31	Superficie a bosco in un intorno di 300 metri dal punto di presenza
U321	Superficie a pascolo in un intorno di 300 metri dal punto di presenza
U32X_300	Superficie a vegetazione erbacea o arbustiva in un intorno di 300 metri dal punto di presenza
U32X_600	Superficie a vegetazione erbacea o arbustiva in un intorno di 600 metri dal punto di presenza
U33	Superficie a vegetazione rada o assente in un intorno di 300 metri dal punto di presenza
U4	Superficie occupata da zone umide in un intorno di 300 metri dal punto di presenza
U5	Superficie occupata da corpi idrici in un intorno di 300 metri dal punto di presenza
div300	Diversità ambientale calcolata come numero di tipologie di uso del suolo in un intorno di 300 metri dal punto di presenza
div600	Diversità ambientale calcolata come numero di tipologie di uso del suolo in un intorno di 600 metri dal punto di presenza
v. biogeografiche	
grad	Gradiente longitudinale

Per ridurre gli effetti potenzialmente derivanti da un ineguale livello di campionamento, ad esempio a causa di una distribuzione delle unità di campionamento non perfettamente omogenea tra le diverse tipologie ambientali, Fourcade *et al.* (2014) propongono quattro diversi metodi, tra cui l'utilizzo di un *bias file*, il metodo da noi scelto. Un *bias file* altro non è che un *layer* informativo, del tutto simile a quelli utilizzati normalmente nelle analisi ecologiche (es. tipologie di uso del suolo, DEM), che contiene però come informazione georiferita l'intensità di campionamento di ciascuna unità spaziale considerata. Sebbene MaxEnt riesca meglio di altri metodi di analisi a tenere di conto di ineguali livelli di campionamento, la presenza di forti bias nella distribuzione dei campionamenti può inficiare la bontà dei modelli e quindi la capacità di interpretazione dei risultati ottenuti (Kramer-Schadt *et al.* 2013, Syfert *et al.* 2013). Il *bias file* è stato costruito calcolando, per ciascuna maglia del progetto MITO2000 (unità quadrate di 10x10 km di lato), il numero complessivo di punti di ascolto effettuati.

Preventivamente, per escludere la presenza di correlazioni tra le variabili, abbiamo condotto un'analisi di correlazione di Spearman; in tutti i casi, ad eccezione delle variabili di uso del suolo calcolate a due scale spaziali differenti e che non sono mai state utilizzate contemporaneamente, questa non è mai risultata maggiore di 0,5. I modelli sono stati costruiti con una procedura a *step*, eliminando le variabili che presentavano un contributo nullo, o comunque molto ridotto, sulla probabilità di presenza delle specie. Per ciascuna specie, il migliore tra i modelli possibili è stato selezionato sulla base della teoria dell'informazione (ITA, "Information Theoretic Approach"; Burnham & Anderson, 2002), utilizzando il Criterio dell'Informazione di Akaike corretto per campioni di ridotte dimensioni (AICc; Burnham & Anderson 2002). I modelli sono stati costruiti su un *subset* dei dati disponibili, selezionati casualmente e corrispondenti al 80% del totale. Come proposto da Warren and Styres (2011), la validazione è stata fatta utilizzando il totale del campione disponibile.

I modelli definitivi sono stati inoltre confrontati tra loro calcolando la sovrapposizione di nicchia tra le diverse specie; le analisi sono state effettuate utilizzando il software ENMTools (Warren *et al.* 2010).

3.2.2. Modelli di idoneità ambientale delle comunità ornitiche dei sistemi agricoli mediterranei

La *ratio* alla base dell'analisi sulle comunità ornitiche è quella di utilizzare i dati MITO2000 per creare modelli di distribuzione della ricchezza specifica che permettano di individuare le aree regionali in grado di sostenere i più elevati livelli di biodiversità, sia complessiva sia relativa a determinate specie tipiche dei sistemi agricoli mediterranei, tra cui diverse di interesse per la conservazione (cfr. Paragrafo 3.1).

Per gli scopi del lavoro sono state individuate due misure della ricchezza specifica che sono state utilizzate come variabili dipendenti nelle successive analisi:

- ricchezza totale (S_{tot})
- ricchezza di specie dei sistemi agricoli mediterranei (S_{medit})

La selezione dei dati da utilizzarsi per le analisi è stata effettuata in modo da coniugare una certa rappresentatività spaziale e temporale dei dati utilizzati. Nella banca dati regionale del progetto MITO2000 sono presenti dati relativi al periodo 2000-2014. Questo intervallo di tempo è stato suddiviso in due sotto-periodi: il secondo corrispondente alla fase di collaborazione tra Rete Rurale Nazionale e Lipu (2009-2014), il primo al periodo precedente (2000-2008).

Una volta suddivisi i dati nei due periodi sono state selezionate le stazioni di rilevamento visitate almeno una volta in ognuno dei due periodi. Con questo criterio sono state selezionate 722 stazioni aventi una distribuzione abbastanza omogenea sul territorio regionale (Figura 3.1).

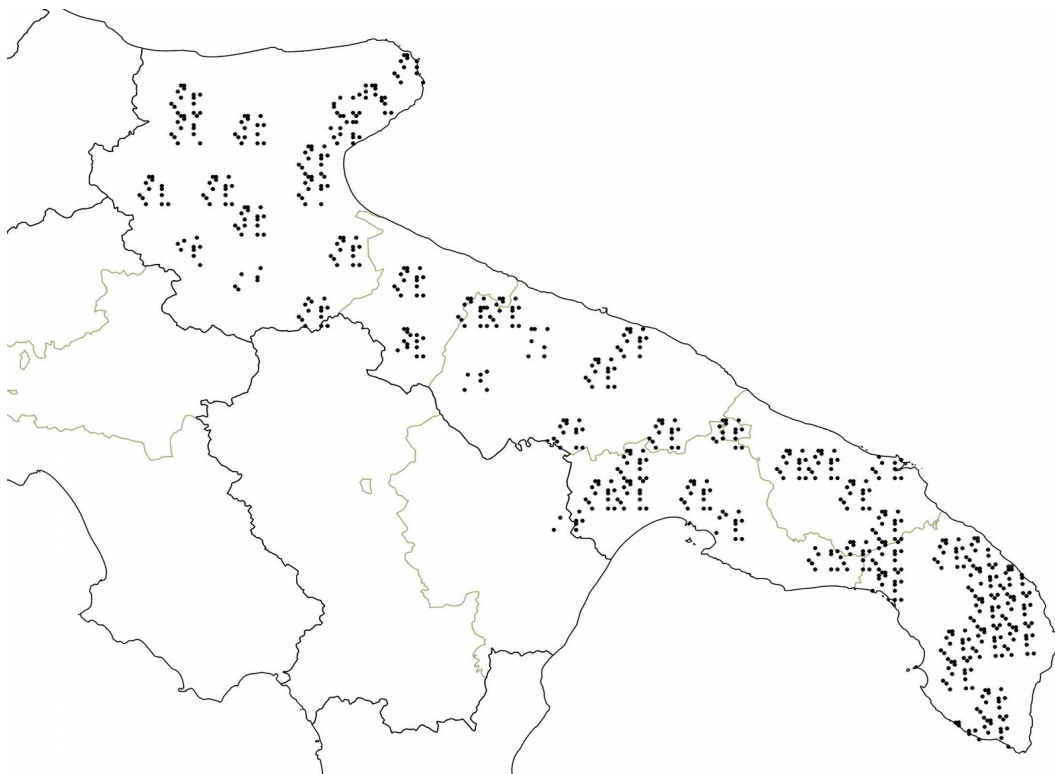


Figura 3.1: Distribuzione delle stazioni di campionamento utilizzate per la costruzione dei modelli di distribuzione della ricchezza ornitologica sul territorio regionale.

Per ogni stazione di campionamento è stata selezionata una visita per ognuno dei periodi, effettuando una selezione randomizzata nel caso di disponibilità di più ripetizioni del campionamento all'interno di uno dei due periodi.

Una volta selezionati i dati, per ogni stazione di rilevamento sono state calcolate le ricchezze come numero di specie, totali (S_{tot}) o appartenenti all'elenco di Tabella 3.1 (S_{medit}), contattate nei due censimenti.

Esaurita così la fase di preparazione dei dati si è proceduto alla fase di elaborazione dei modelli di distribuzione delle ricchezze, utilizzando quali variabili predittive quelle riportate in Tabella 3.2.

In via preliminare alle analisi, al fine di semplificare la procedura di selezione dei modelli, sono state analizzate le coperture percentuali delle tipologie di uso del suolo, scartando le variabili con copertura percentuale inferiore ad una certa soglia (Brambilla et al., 2009): la soglia individuata è l'1% e ciò ha portato a escludere dalle analisi le variabili U33, U4 e U5 (Tabella 3.3).

Tabella 3.3: frequenza percentuale e copertura media percentuale delle variabili di uso del suolo. Sono evidenziate in grigio le variabili non utilizzate nelle analisi poiché aventi una copertura media inferiore all'1%.

Variabile	Frequenza %	Copertura media %
U1_300	81,6%	10,5
U211_300	84,5%	31,1
U212	6,8%	3,6
U221	38,5%	7,2
U222	21,3%	1,4
U223	74,5%	30,1
U24	21,2%	1,2
U31	24,2%	2,9
U321	45,3%	5,2
U32X_300	66,3%	3,2
U33	1,7%	0,3
U4	0,3%	0,03
U5	5,8%	0,3

Si è dunque proceduto alla costruzione dei modelli "completi", contenenti cioè tutte le variabili predittive, utilizzando i modelli lineari generalizzati (McCullagh e Nedler, 1989) e ipotizzando una distribuzione di Poisson per i residui. Per entrambi i parametri di ricchezza sono stati costruiti due modelli completi che differivano per la scala delle variabili U1, U211 e U32X. Questi modelli sono stati utilizzati per indagare preliminarmente l'eventuale esistenza di multicollinearità (Dormann et al., 2013) o autocorrelazione spaziale dei residui (Dormann et al., 2007).

Le indagini preliminari hanno evidenziato che la contemporanea presenza nei modelli delle variabili U211 (misurata a entrambe le scale) e U223 genera problemi di inflazione della varianza (*Variance Inflation Factor* > 5 per entrambe le variabili in entrambi i modelli). In tutti i modelli inoltre i residui sono risultati autocorrelati spazialmente (I di Moran >0,04; P <0,001).

Oggi sono disponibili diversi metodi per tenere conto dell'autocorrelazione spaziale nella fase di modellizzazione di variabili ecologiche (Dormann et al., 2007). Tra questi lo *Spatial eigenvector mapping*, di qui in avanti SEVM, ha dimostrato una buona flessibilità e buone performance nella stima dei parametri dei modelli (Dormann et al., 2007; Mauricio Bini et al., 2009; Peres-Neto e Legendre, 2010).

Quale metodo per la gestione dell'autocorrelazione spaziale si è optato per l'utilizzo del metodo SEVM. Questo si basa sul concetto che la struttura spaziale dei dati può essere tradotta in variabili esplicative (*eigenvector* o autovalori) che catturano gli effetti spaziali a differenti scale. Tra possibili implementazioni dei SEVM abbiamo scelto quella che prevede la generazione di *eigenvector* utilizzando il Moran's Eigenvector Mapping (Dray e Peres-Neto, 2006; Peres-Neto e Legendre, 2010; Siesa et al., 2011).

La procedura di analisi ha previsto i seguenti passaggi, in parte modulati da (Le Rest et al., 2013):

Step1 – estrazione *eigenvector*

Per mezzo di SEVM sono stati estratti tutti gli *eigenvector* che permettessero di rimuovere completamente l'autocorrelazione spaziale residua (Griffith e Peres-Neto, 2006; Dormann et al., 2007) nei modelli costruiti senza variabili predittive e con i due parametri di ricchezza quali uniche variabili dipendenti.

Step2 – selezione modello migliore

E' poi stata effettuata la selezione dei migliori modelli descrittivi delle ricchezze, utilizzando quali variabili predittive tutte le variabili ambientali e tutti gli *eigenvector* estratti nello *Step 1*. Quale criterio per la scelta dei modelli è stata usata la minimizzazione dell'AIC (Burnham e Anderson, 2002).

Step 3 - controlli

Selezionati i modelli migliori è stata nuovamente accertata l'assenza di autocorrelazione spaziale dei residui (test di Moran non significativo) nonché di problemi legati alla multicollinearità e che non vi siano problemi di inflazione della varianza (*Variance Inflation Factor* <4).

Step 4 – realizzazione di mappe con previsioni delle ricchezze

I modelli migliori selezionati nelle analisi sono poi stati utilizzati per creare mappe previsionali di distribuzione delle ricchezze, grazie alla disponibilità delle variabili ambientali misurate per tutto il territorio regionale. Nell'effettuare questa operazione bisogna decidere come tenere conto della mancanza del dato degli *eigenvector* su tutta l'area di studio. Recentemente sono state proposte due soluzioni: (a) la produzione di modelli che non tengano conto degli *eigenvector* (Le Rest et al., 2013) oppure (b) la spazializzazione degli *eigenvector* per mezzo di *ordinary kriging* (N'Goran et al., 2012). In questo lavoro abbiamo optato per quest'ultima soluzione.

Una volta ottenuti i due modelli di distribuzione delle ricchezze, le informazioni contenute negli stessi sono state riassunte in una nuova mappa riportante dunque il "valore" complessivo delle diverse aree regionali nel supportare contemporaneamente elevati valori di biodiversità, con particolare riferimento alle specie tipiche degli ambienti agricoli mediterranei.

4. RISULTATI

4.1. Modelli di idoneità ambientale delle specie agricole di interesse conservazionistico

Tutti i modelli elaborati, con la sola eccezione di quello del saltimpalo e soprattutto dell'averla capirossa, hanno registrati valori molto elevati di AUC (area sottesa alla curva ROC, *Receiver Operating Characteristic*; Fielding & Bell 1997), superiori, anche di molto, alla soglia di 0,8 (al di sopra del quale un modello viene considerato molto efficiente) o comunque molto vicini (averla cenerina). Il minor potere discriminatorio dei modelli elaborati per il saltimpalo e l'averla capirossa sono verosimilmente legati alla loro maggiore diffusione, anche in ambienti molto diversi tra loro; in questi casi il modello fatica a individuare dei fattori specifici che discriminano le aree a maggiore idoneità.

Tabella 4.1: Risultati delle analisi. Per ciascuna specie vengono indicati i parametri ambientali che contribuiscono a definire l'idoneità ambientale specifica; per ciascuna variabile è riportato il contributo al modello. L'asterisco indica variabili calcolate entro un raggio di 600 metri. Sempre per ciascuna specie viene riportato il valore di AUC (area sottesa alla curva ROC, *Receiver Operating Characteristic*; Fielding & Bell, 1997).

specie	AUC	variabili													
		U1	U211	U212	U221	U222	U223	U24	U31	U321	U32X	U5	div	grad	rough
grillaio	857		47.5		12.4	2.9	3.9			24.6					8.7
ghiandaia marina	927								27.2					72.8	
calandra	897	2.2	47.9*	4.4	5.7	4.2	24.3	5.2	0.6				0.8	4.5	
calandrella	863		58*	5.2			21.8	7.3		7.7*					
tottavilla	901	13.4			13.1		0.2	5.9	3	5.9			31	27.5	
allodola	854	4.5*	37.4*	16.4		2	33.6	1.9	3.3	0.1*	0.8				
saltimpalo	720	27.2*	51.1*							27.1*					
monachella	919			1.9	12.8					44.2				41	
averla cenerina	797	54.9*	7.9*				4.1	24.5		8.6*					
averla capirossa	640	65.3*					34.7								

I parametri ambientali che in generale sono risultati più importanti sono U223 (uliveti, presente in 7 modelli), U31 (bosco, presente in 7 modelli), U1 (ambienti urbanizzati, presente in 6 modelli) e U211 (seminativi non irrigui; presente in 6 modelli). I primi due parametri, seppur profondamente differenti, descrivono la presenza di vegetazione arborea e hanno generalmente un effetto negativo: gli uliveti mostrano un effetto positivo, seppur limitato, solo per il grillaio e la tottavilla. Anche il bosco ha quasi sempre un effetto negativo, anche se in due casi (calandra e tottavilla), una relazione di tipo quadratico evidenzia, entro una certa soglia, più bassa per la calandra e più alta nel caso della tottavilla, un effetto positivo sulla probabilità di presenza di queste specie. I risultati delle analisi descrivono una situazione analoga per quanto riguarda gli ambienti urbanizzati; in tutti i casi questa variabile ha un effetto negativo, con la sola eccezione del saltimpalo, dove la presenza di una relazione quadratica evidenzia per valori di copertura intermedi un picco di probabilità di presenza. Sempre positivo, e in media molto importante, il contributo dei seminativi non irrigui, ovvero le steppe cerealicole; l'importanza di questi ambienti è del resto ben nota per la maggior parte delle specie degli ambienti agricoli mediterranei. Per quanto riguarda le altre variabili di uso del suolo, i modelli evidenziano un generale effetto negativo dei vigneti, mentre i pascoli hanno un effetto positivo molto importante per il grillaio e la monachella. Per il grillaio questo effetto è verosimilmente legato alla presenza di vegetazione che favorisce una maggiore numerosità di insetti di grosse dimensioni (ortotteri e coleotteri) che in questi ambienti vengono predati efficientemente e che rappresentano una parte importante della dieta di queste due specie.

Gli altri tipi di variabili hanno un effetto contenuto; una maggiore diversità morfologica (*rough*) ha un effetto positivo sulla presenza della tottavilla, concentrata per lo più nelle aree collinari e montane, e per la monachella, notoriamente legata agli ambienti rocciosi. Due sole specie sono influenzate dal gradiente longitudinale, la ghiandaia marina e ancora la tottavilla; in entrambi i casi le analisi evidenziano una relazione di tipo quadratico con valori di probabilità di presenza maggiori per valori intermedi della variabile, corrispondenti, da un punto di vista geografico, appunto alla porzione centrale della regione.

Interessante la mancanza di qualsiasi effetto della diversità ambientale; questo risultato conferma quanto le specie degli agroecosistemi mediterranei, ed in particolare quelle di maggiore interesse conservazionistico, siano legate ad ambienti di tipo estensivo, omogenei da un punto di vista ambientale.

Nella Figura 4.1 sono riportati i risultati dell'analisi della sovrapposizione di nicchia ecologica che esiste tra le diverse specie. Il dendrogramma evidenzia la presenza di due gruppi ben distinti, uno formato da calandra, calandrella, allodola e ghiandaia marina, ovvero le specie più legate agli ambienti steppici, l'altro dalla restante parte delle specie. All'interno di questo secondo gruppo, si evidenziano però alcune differenze, in particolare tra la tottavilla e la monachella e tutte le altre specie; è probabile che questa differenza sia legata alla preferenza di queste specie per gli ambienti più diversificati da un punto di vista morfologico.

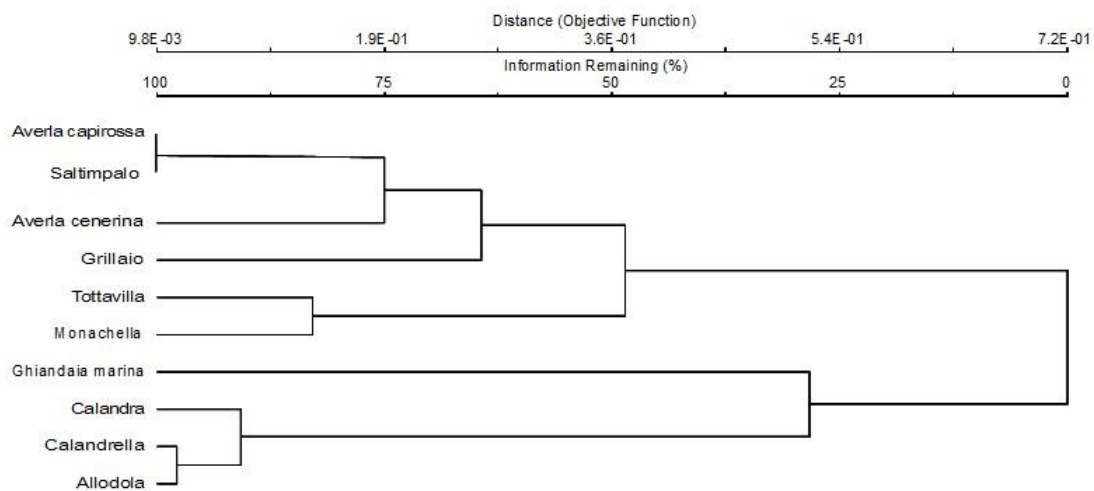


Figura 4.1: Sovrapposizione di nicchia ecologica tra le diverse specie; il dendrogramma identifica i gruppi tra cui la somiglianza è maggiore.

Nelle pagine che seguono vengono mostrate le cartine di idoneità elaborate per le singole specie.

GRILLAIO

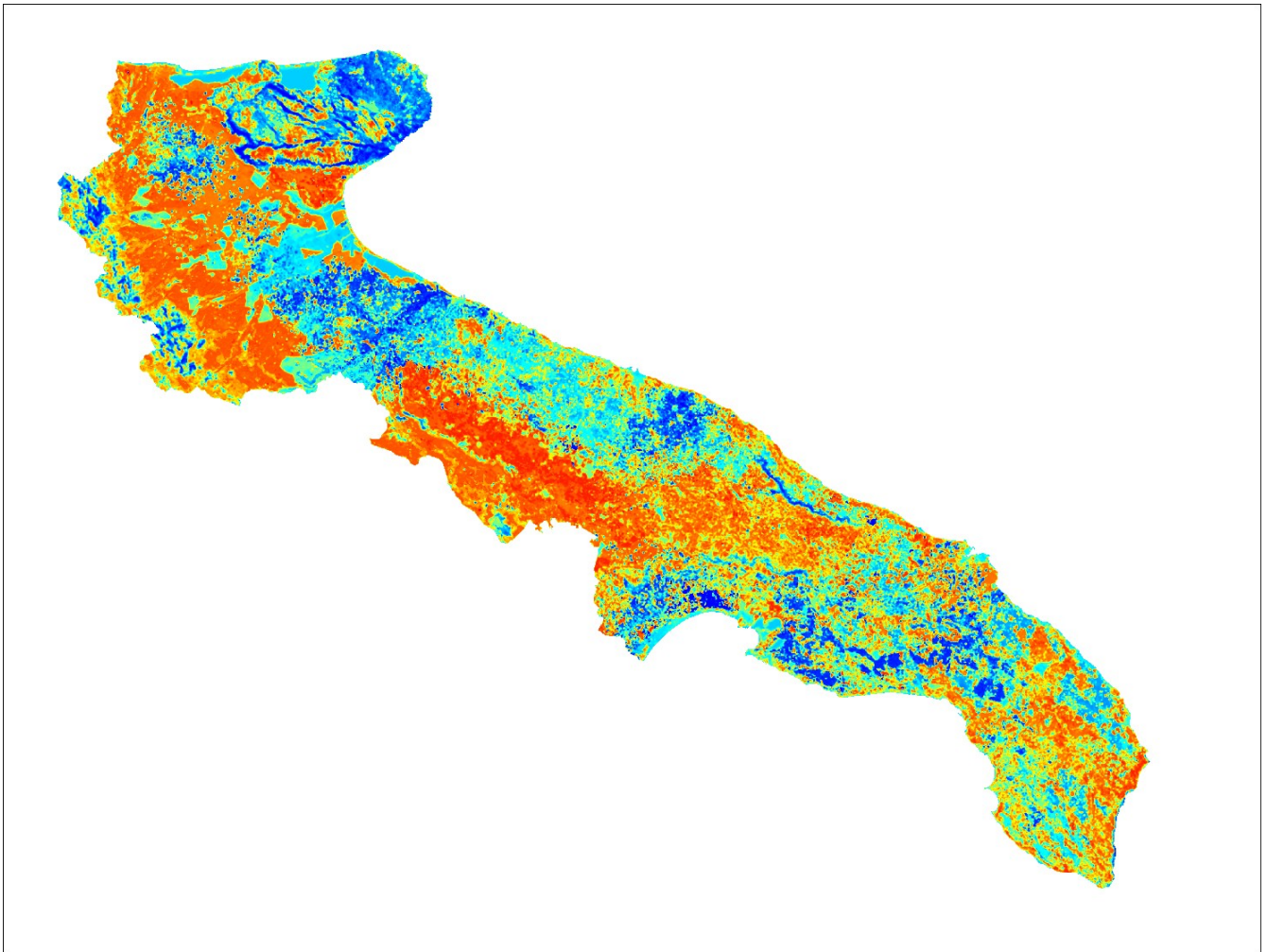


Figura 4.2: Carta di idoneità ambientale del grillaio. Tonalità tendenti al rosso indicano una maggiore idoneità, tonalità tendenti al blu invece una minore idoneità.

GHIANDAIA MARINA

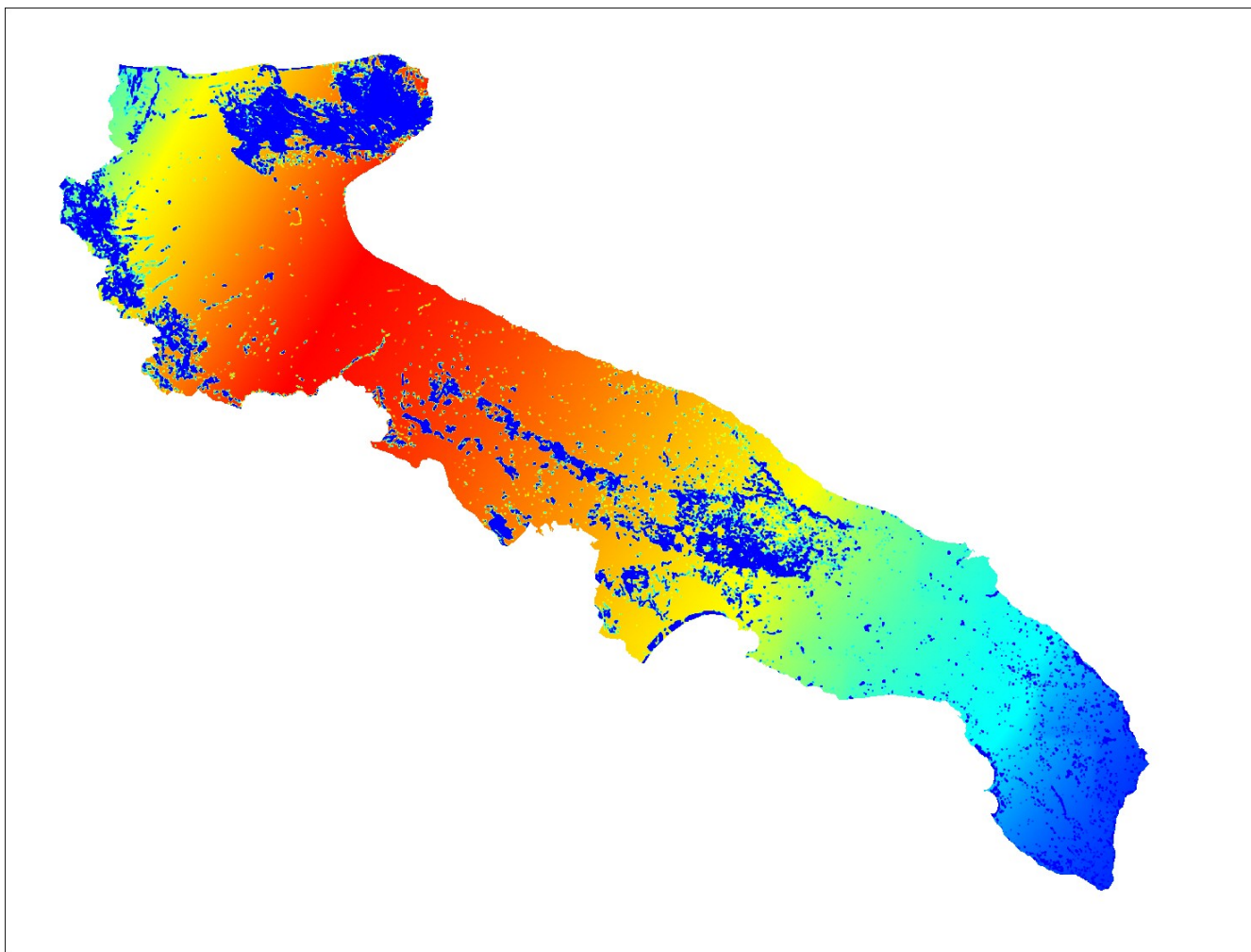


Figura 4.3: Carta di idoneità ambientale della ghiandaia marina. Tonalità tendenti al rosso indicano una maggiore idoneità, tonalità tendenti al blu invece una minore idoneità.

CALANDRA

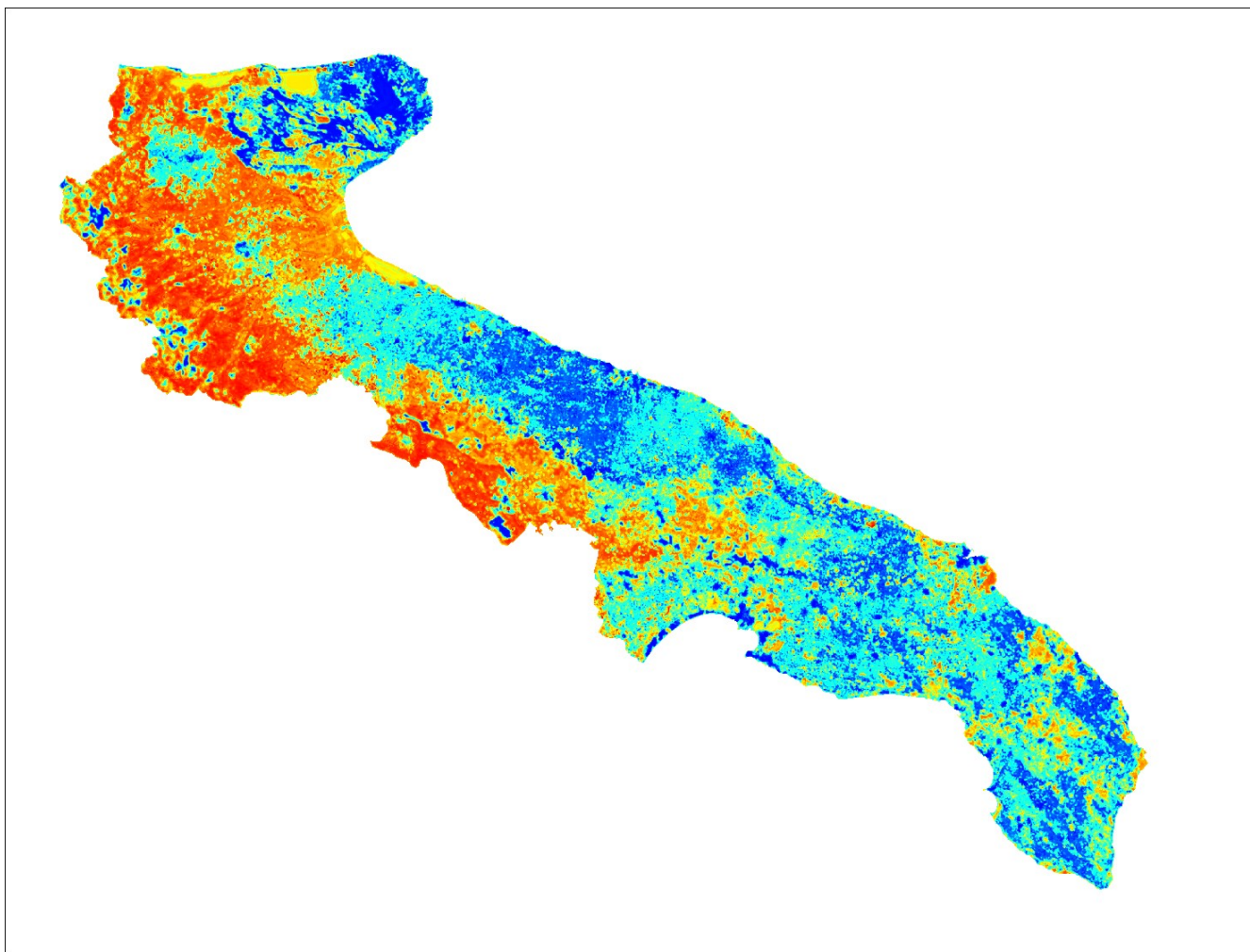


Figura 4.4: Carta di idoneità ambientale della calandra. Tonalità tendenti al rosso indicano una maggiore idoneità, tonalità tendenti al blu invece una minore idoneità.

CALANDRELLA

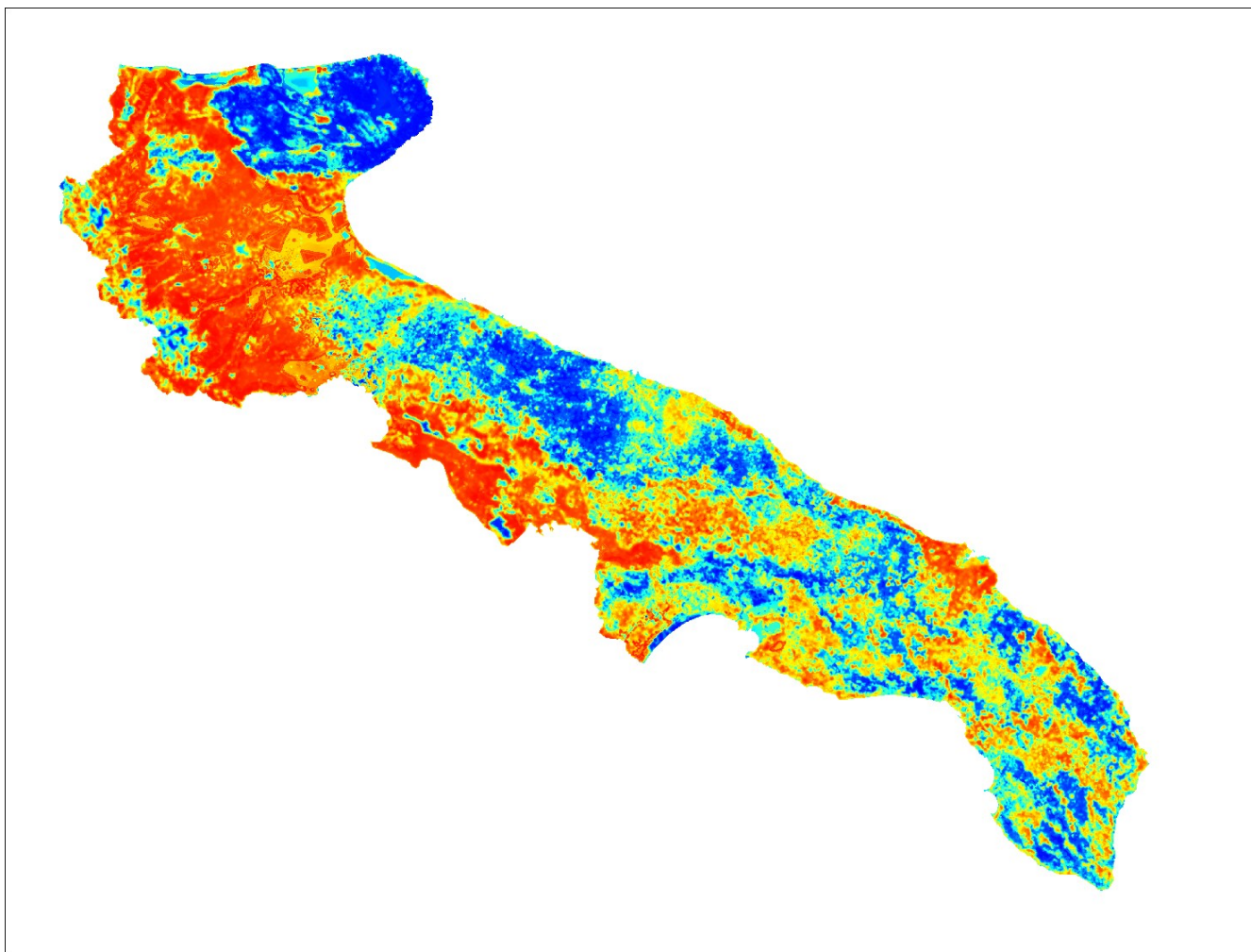


Figura 4.5: Carta di idoneità ambientale della calandrella. Tonalità tendenti al rosso indicano una maggiore idoneità, tonalità tendenti al blu invece una minore idoneità.

TOTTAVILLA

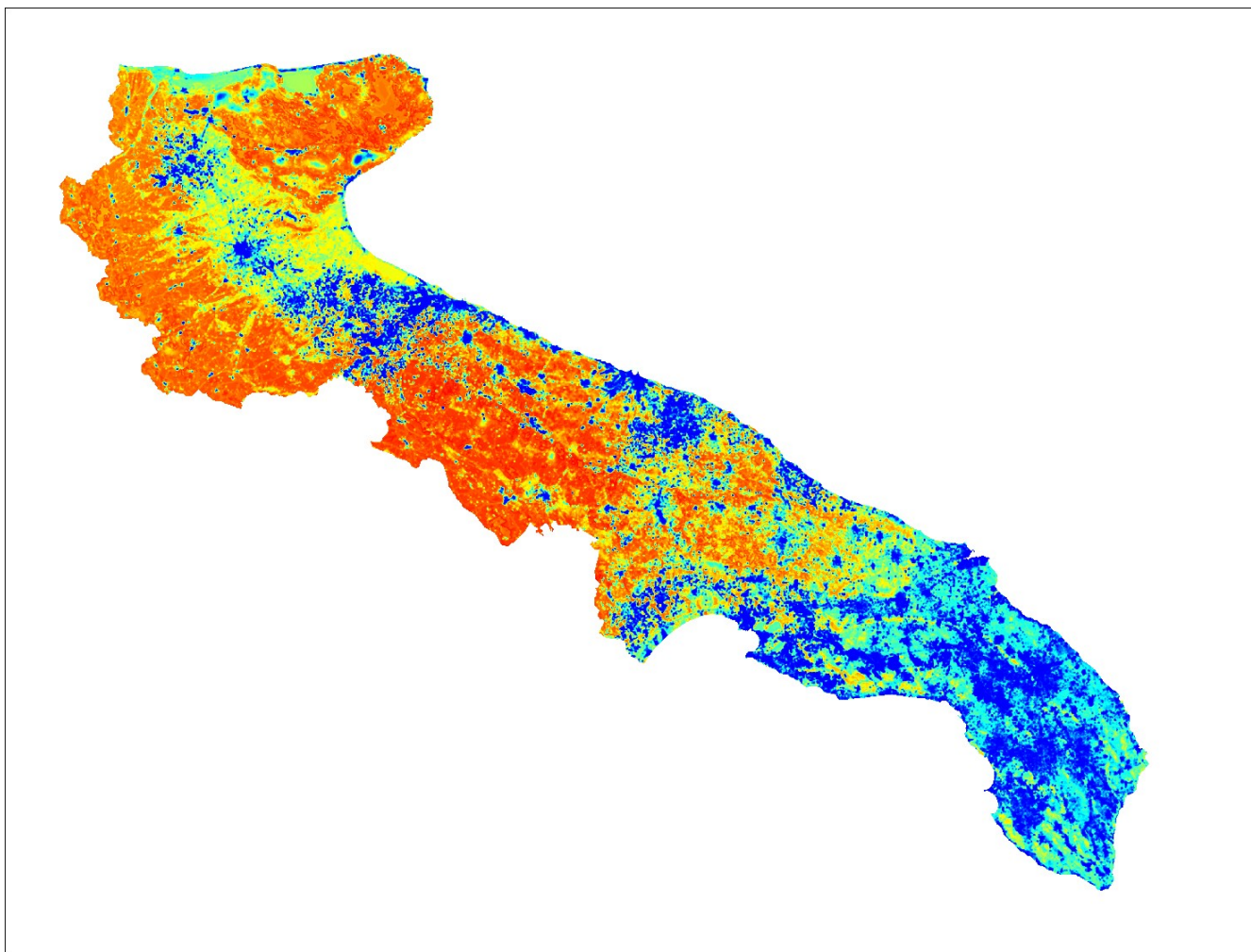


Figura 4.6: Carta di idoneità ambientale della Tottavilla. Tonalità tendenti al rosso indicano una maggiore idoneità, tonalità tendenti al blu invece una minore idoneità.

ALLODOLA

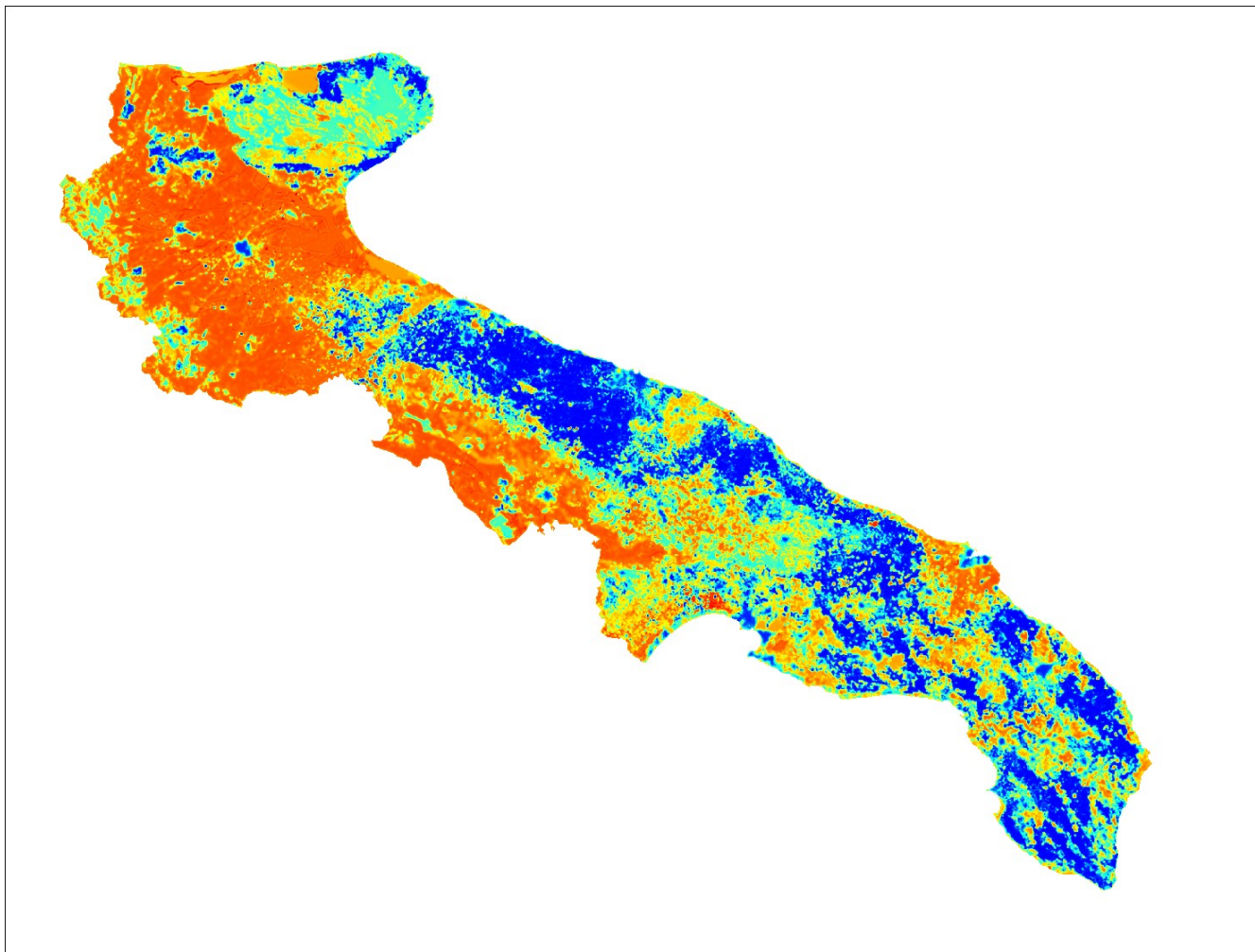


Figura 4.7: Carta di idoneità ambientale dell'allodola. Tonalità tendenti al rosso indicano una maggiore idoneità, tonalità tendenti al blu invece una minore idoneità.

SALTIMPALO

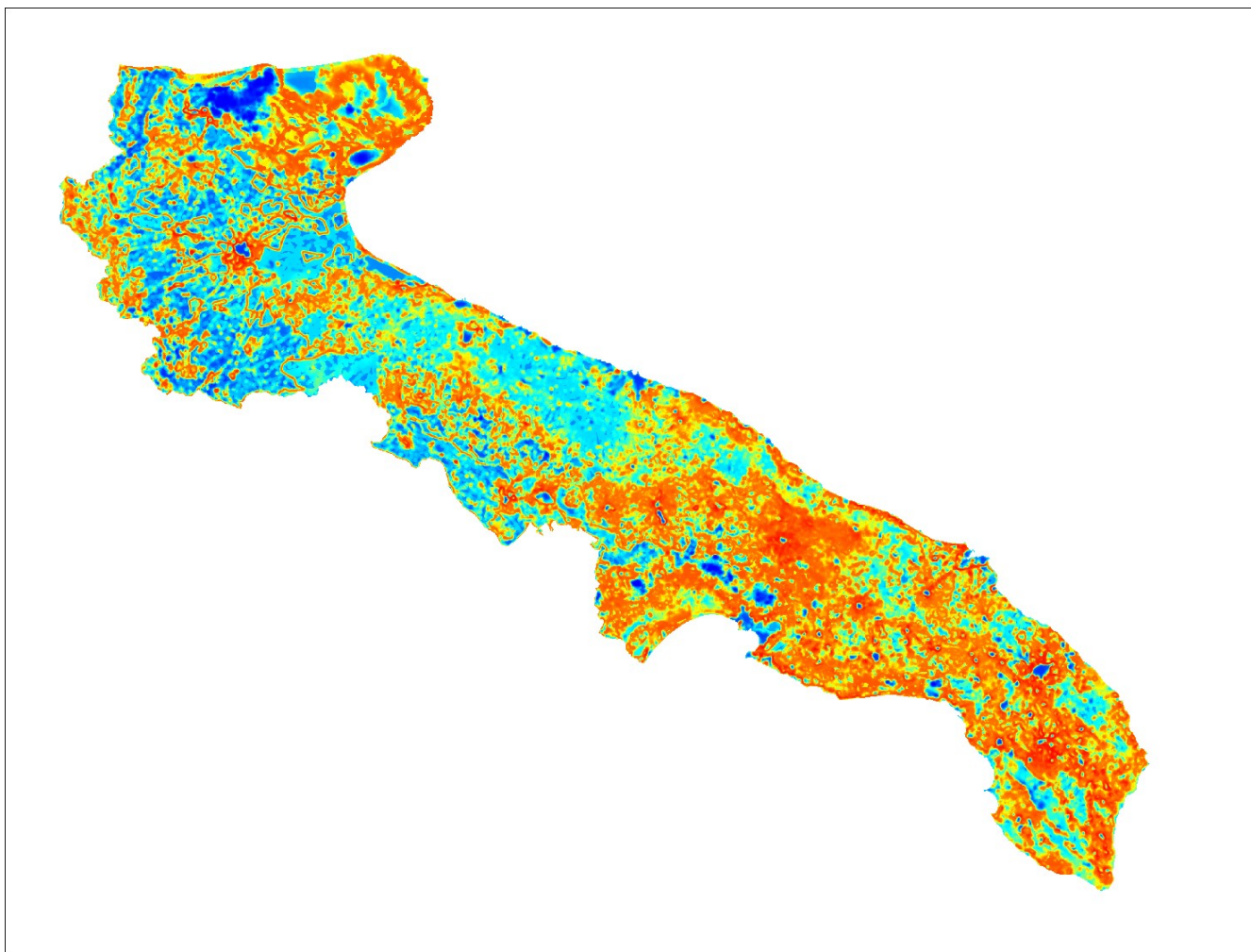


Figura 4.8: Carta di idoneità ambientale del saltimpalo. Tonalità tendenti al rosso indicano una maggiore idoneità, tonalità tendenti al blu invece una minore idoneità.

MONACHELLA

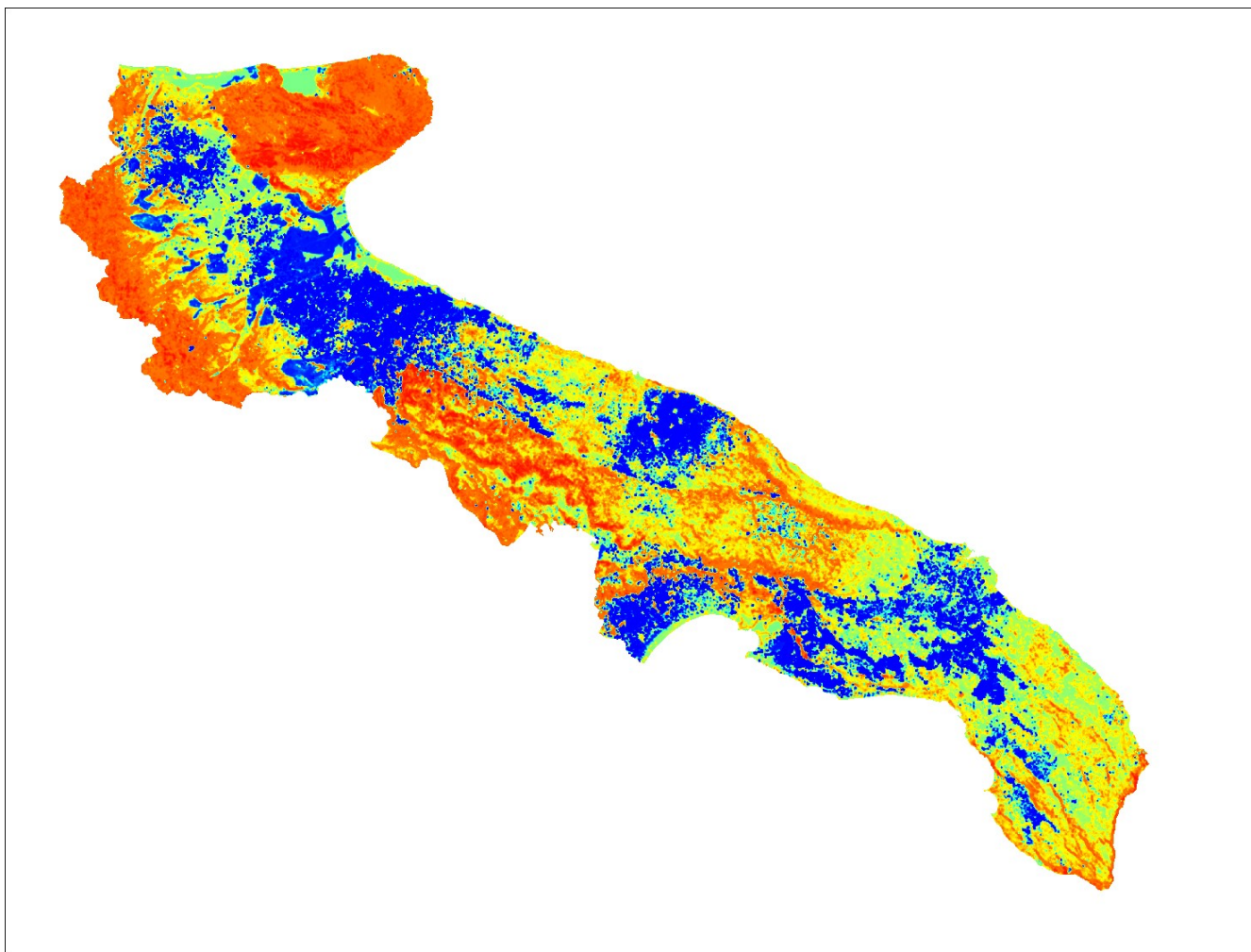


Figura 4.9: Carta di idoneità ambientale della monachella. Tonalità tendenti al rosso indicano una maggiore idoneità, tonalità tendenti al blu invece una minore idoneità.

AVERLA CENERINA

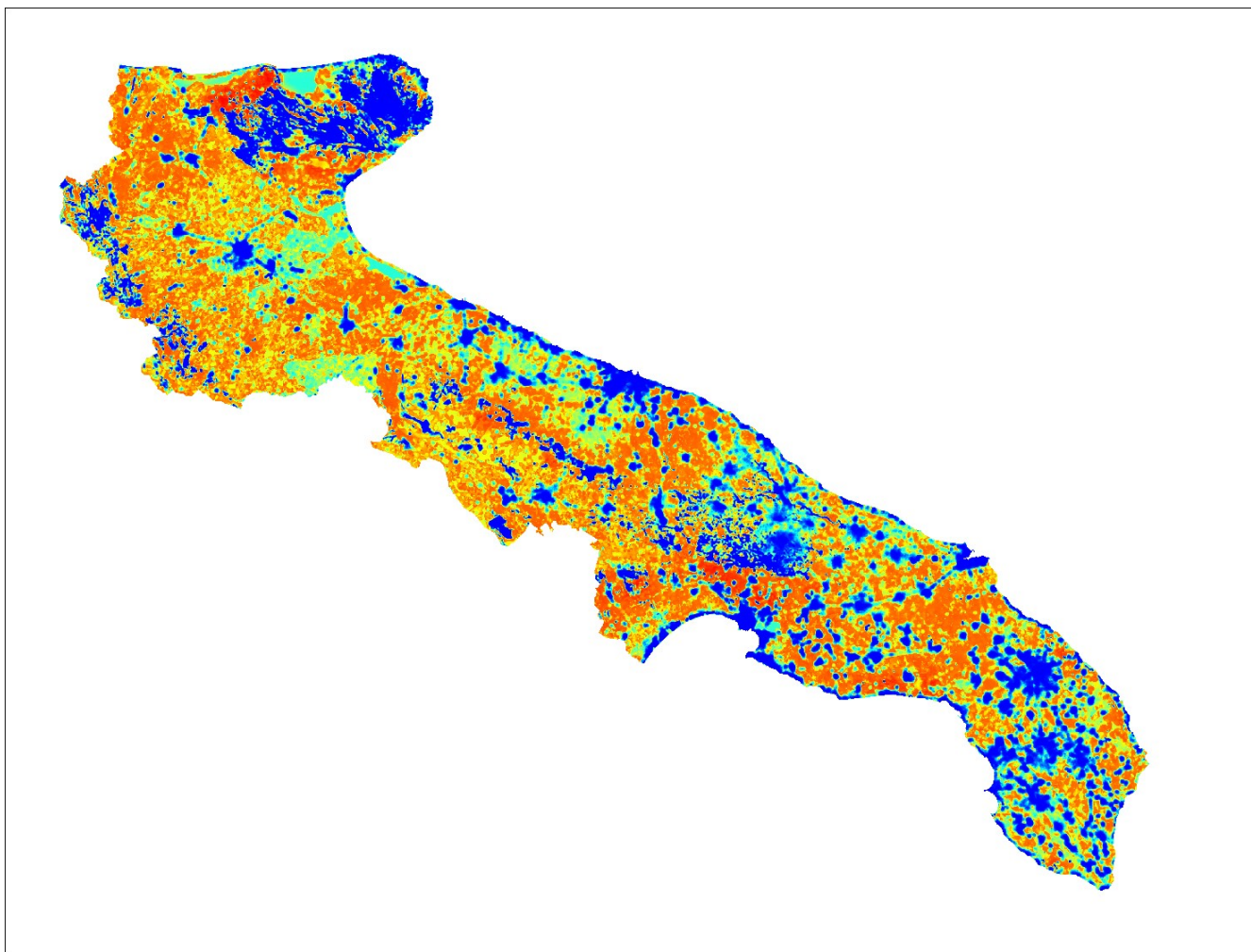


Figura 4.10: Carta di idoneità ambientale dell'averla cenerina. Tonalità tendenti al rosso indicano una maggiore idoneità, tonalità tendenti al blu invece una minore idoneità.

AVERLA CAPIROSSA

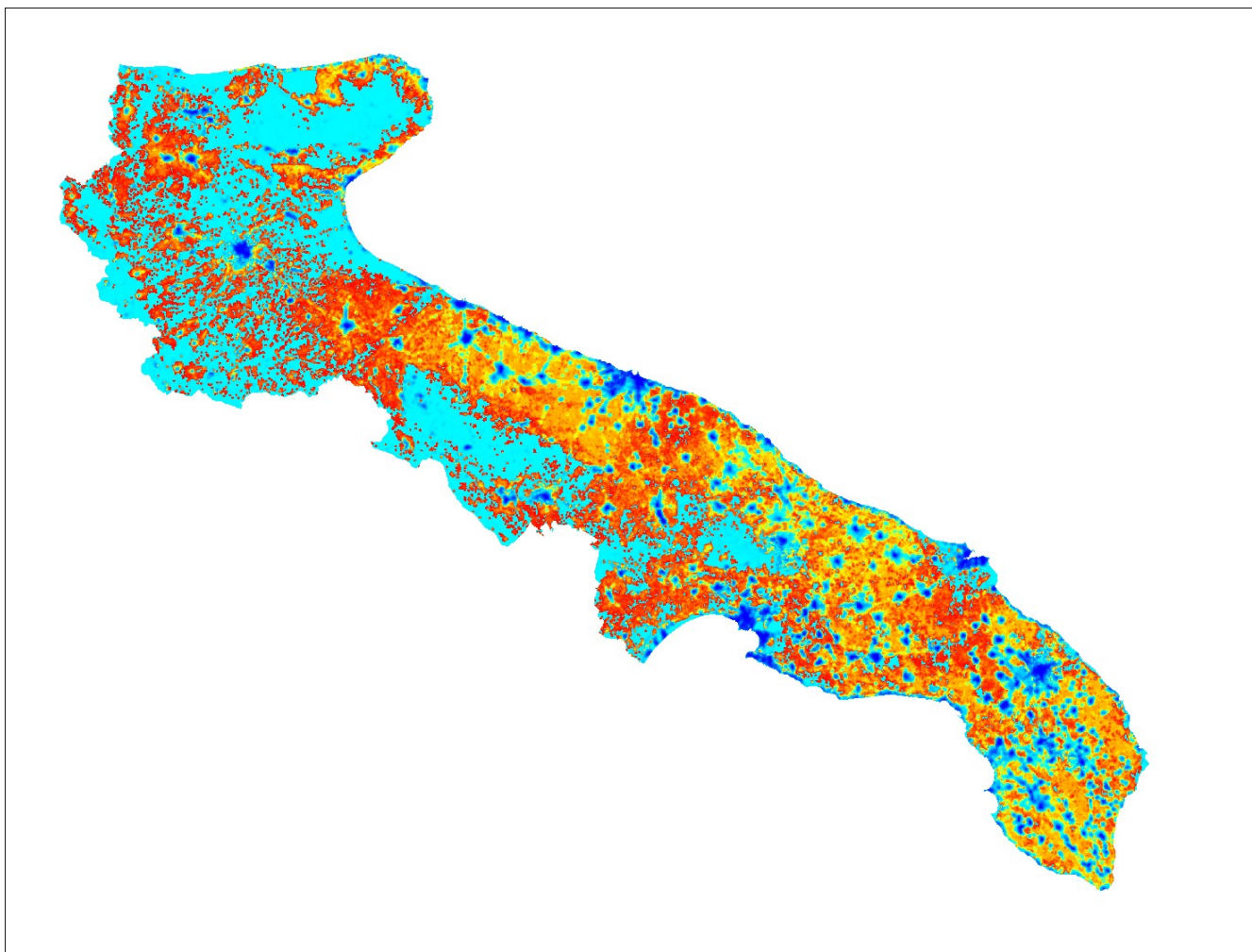


Figura 4.11: Carta di idoneità ambientale dell'averla capirossa. Tonalità tendenti al rosso indicano una maggiore idoneità, tonalità tendenti al blu invece una minore idoneità.

4.1.1. Modello di idoneità complessiva

Sovrapponendo le carte di idoneità ambientale elaborate per le singole specie, è possibile individuare le aree che risultano, in generale, quelle a maggiore idoneità per le specie degli agroecosistemi mediterranei.

In Figura 4.12 è riportata la carta risultante dalla somma di quelle elaborate per le singole specie. La carta evidenzia in maniera chiara tre aree di particolare interesse per le specie steppiche e più in generale per quelle di interesse conservazionistico legate agli ambienti agricoli mediterranei: le steppe del Gargano, i paesaggi rurali del Subappennino Dauno e del Tavoliere e infine le Murge.

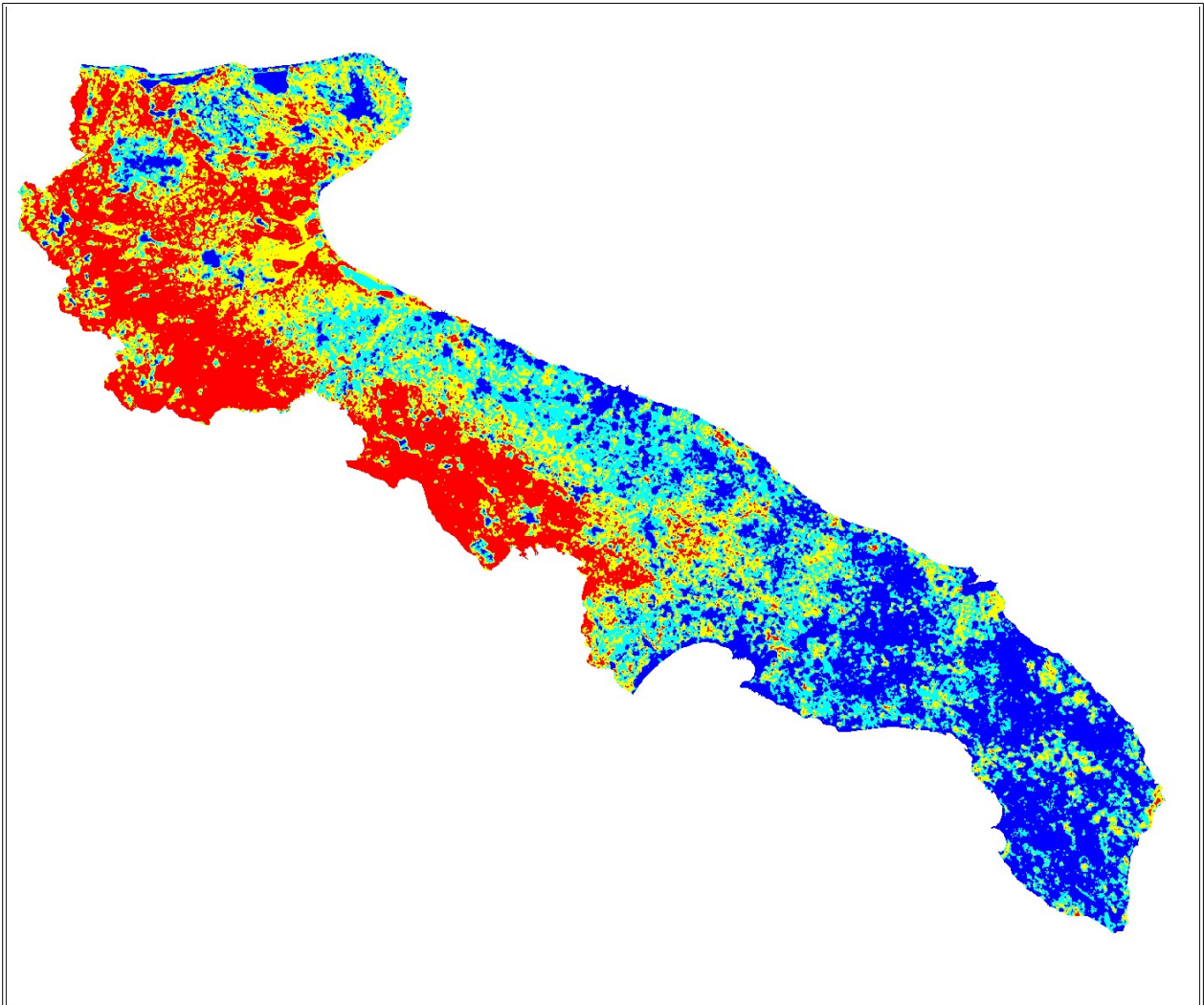


Figura 4.12: Carta di idoneità ambientale complessiva elaborata per tutte le specie di interesse conservazionistico legate agli agroecosistemi mediterranei.

4.2. Modelli di idoneità ambientale delle comunità ornitiche dei sistemi agricoli mediterranei

4.2.1. Ricchezza totale

L'analisi dei fattori che influenzano la ricchezza totale ha messo in evidenza innanzitutto come questa venga determinata da variabili misurate alla scala minore.

Il modello migliore selezionato dalle analisi indica che la ricchezza totale è influenzata positivamente da un elevato grado di eterogeneità ambientale e negativamente dall'estensione delle aree urbanizzate, dei seminativi non irrigui, dei vigneti e degli uliveti, ovvero da tutte quelle colture che in regione sono caratterizzate da grandi estensioni e maggiore omogeneità ambientale. Spesso i modelli con effetti negativi sono di più difficile interpretazione biologica: prendendo visione degli altri modelli candidati (dati non riportati) si evince che la ricchezza specifica è influenzata positivamente dalla presenza di aree forestali e da una morfologia del terreno non pianeggiante.

Il modello migliore mette in evidenza anche pattern geografici e climatici. La ricchezza sembra cioè maggiore nel nord della regione (grad è una variabile che praticamente rappresenta la posizione lungo l'asse della regione; ha valori bassi a nord e alti a sud) e in corrispondenza di aree con precipitazioni maggiori (ombrotipo: valori alti per zone con precipitazioni più intense).

Tabella 4.2: Caratteristiche del modello migliore descrittivo della ricchezza totale (S_{tot}). Nessuna delle variabili selezionate genera problemi di multicollinearità: tutti i Variance Inflation Factor (VIF) sono minori di 3. Non è altresì riscontrabile alcuna autocorrelazione spaziale dei residui (I di Moran = -0,009; P = 0,811).

Variabili	Parametro	effetto	β	ES	LRT	P	VIF
	intercetta		1,73000	0,23100			
Variabili ambientali	grad	-	-0,00054	0,00017	9,7	0,002	2,62
	ombrotipo	+	0,13000	0,03900	11,2	0,001	1,77
	div300	+	0,02780	0,00813	11,7	0,001	1,23
	U1_300	-	-0,00036	0,00012	9,6	0,002	1,44
	U211_300	-	-0,00031	0,00007	16,4	<0,001	1,54
	U221	-	-0,00035	0,00013	6,9	0,009	1,24
eigenvector	U223	-	-0,00025	0,00008	10,2	0,001	1,93
	vec713		1,02000	0,29900	11,5	0,001	1,06
	vec720		-2,05000	0,36500	31,2	<0,001	1,61
	vec721		-1,26000	0,46300	7,3	0,007	2,40

Le informazioni contenute nel modello di Tabella 4.2 si traducono in una mappa di distribuzione teorica della ricchezza ornitologica che evidenzia le aree del Gargano e del Subappennino Dauno e delle Murge (Figura 4.13): all'interno di quest'ultimo settore, la ricchezza prevista è maggiore nella porzione sud-orientale e minore nell'Alta Murgia (Murge di Minervino, Monte Caccia, Murgia di Serraficaia), la cui maggiore omogeneità ambientale probabilmente determina la riduzione del numero di specie che vi trovano ambienti idonei. Il piano di campionamento e i metodi utilizzati nel progetto MITO2000, nonché la distribuzione dei punti selezionati per questa analisi, consentono di intercettare solo parzialmente le aree umide costiere ad elevata diversità ornitologica, individuando ad esempio i laghi di Lesina e Varano ma non, o solo marginalmente, Lago Salso e saline di Margherita di Savoia.

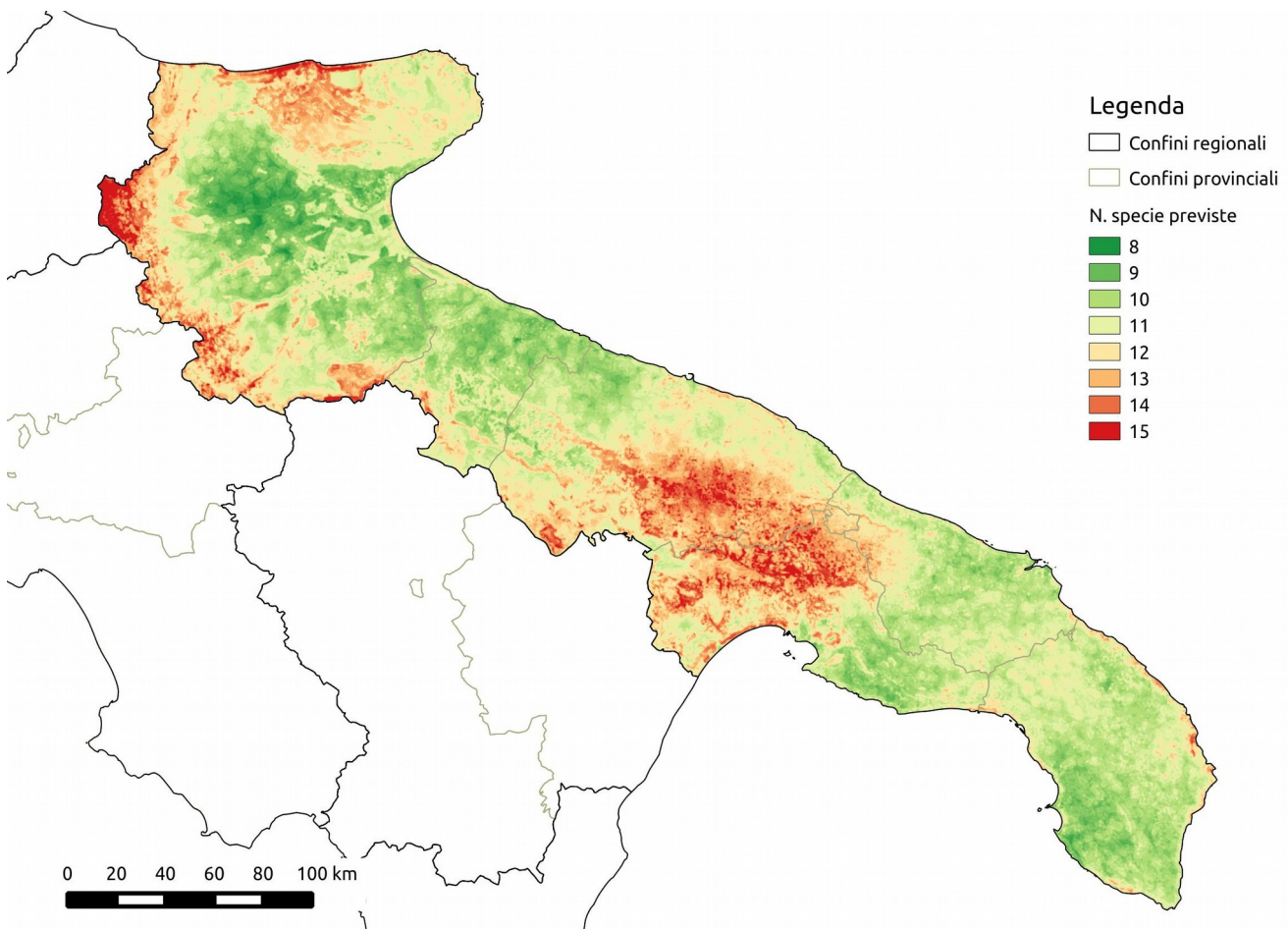


Figura 4.13: Carta di distribuzione della ricchezza ornitica totale secondo le previsioni del modello di Tabella 4.2.

4.2.2. Ricchezza di specie tipiche dei sistemi agricoli mediterranei

Per quanto riguarda la ricchezza delle specie tipiche dei sistemi agricoli mediterranei, il modello selezionato dal criterio di massima parsimonia indica nella presenza di seminativi e pascoli i due fattori chiave nel determinare la presenza di queste specie. Hanno invece effetto negativo sulla ricchezza rilevata, oltre alle aree urbanizzate, gli ambienti più chiusi o con maggiore presenza di vegetazione arborea come boschi, uliveti e aree agricole eterogenee.

La frequentazione dei seminativi quale ambiente succedaneo dell'originale habitat naturale è noto per diverse specie tra quelle selezionate per questo tipo di analisi. Specie emblematica da questo punto di vista è ad esempio la calandrella per la quale Bellini et al. (2008) hanno riscontrato una indistinta frequentazione degli ambienti steppici originari e dei seminativi, di cui la specie frequenta diverse tipologie, siano essi irrigui o meno (Brichetti e Fracasso, 2007).

E' interessante notare come, per queste specie, le variabili ambientali principali abbiano un effetto più importante alla scala maggiore, confermando le previsioni effettuate nella fase di preparazione delle variabili ambientali predittive.

Nella mappa previsionale rappresentata nella Figura 4.14 vengono evidenziate le steppe pedegarganiche, il Tavoliere, il Subappennino Dauno e l'Alta Murgia. Rimangono invece completamente esclusi la Terra di Bari e la penisola salentina, se si eccettuano alcune aree, comunque di minore importanza, attorno a Brindisi.

Tabella 4.3: Caratteristiche del modello migliore descrittivo della ricchezza di specie dei sistemi agricoli mediterranei (*S_medit*). Nessuna delle variabili selezionate genera problemi di multicollinearità: tutti i Variance Inflation Factor (VIF) sono minori di 3,5. Non è altresì riscontrabile alcuna autocorrelazione spaziale dei residui (I di Moran = $-0,005$ $P = 0,25$).

Variabili	Parametro	effetto	β	ES	LRT	P	VIF
	intercetta		0,67400	0,12200			
Variabili ambientali	U1_600	-	-0,00073	0,00012	47,6	<0,001	1,33
	U211_600	+	0,00019	0,00006	11,2	0,001	3,14
	U212	+	0,00105	0,00026	15,4	<0,001	2,06
	U223	-	-0,00133	0,00026	26,0	<0,001	2,49
	U24	-	-0,00265	0,00148	3,6	0,056	1,04
	U31	-	-0,00382	0,00082	25,2	<0,001	1,29
	U321	+	0,00130	0,00036	12,4	<0,001	1,43
eigenvector	vec690st		1,83000	0,65200	7,9	0,005	1,09
	vec713st		-2,24000	0,86300	7,0	0,008	1,04
	vec718st		1,50000	0,71000	4,5	0,033	1,33
	vec719st		2,99000	1,05000	8,4	0,004	1,15
	vec722st		-3,50000	1,06000	11,6	0,001	1,22

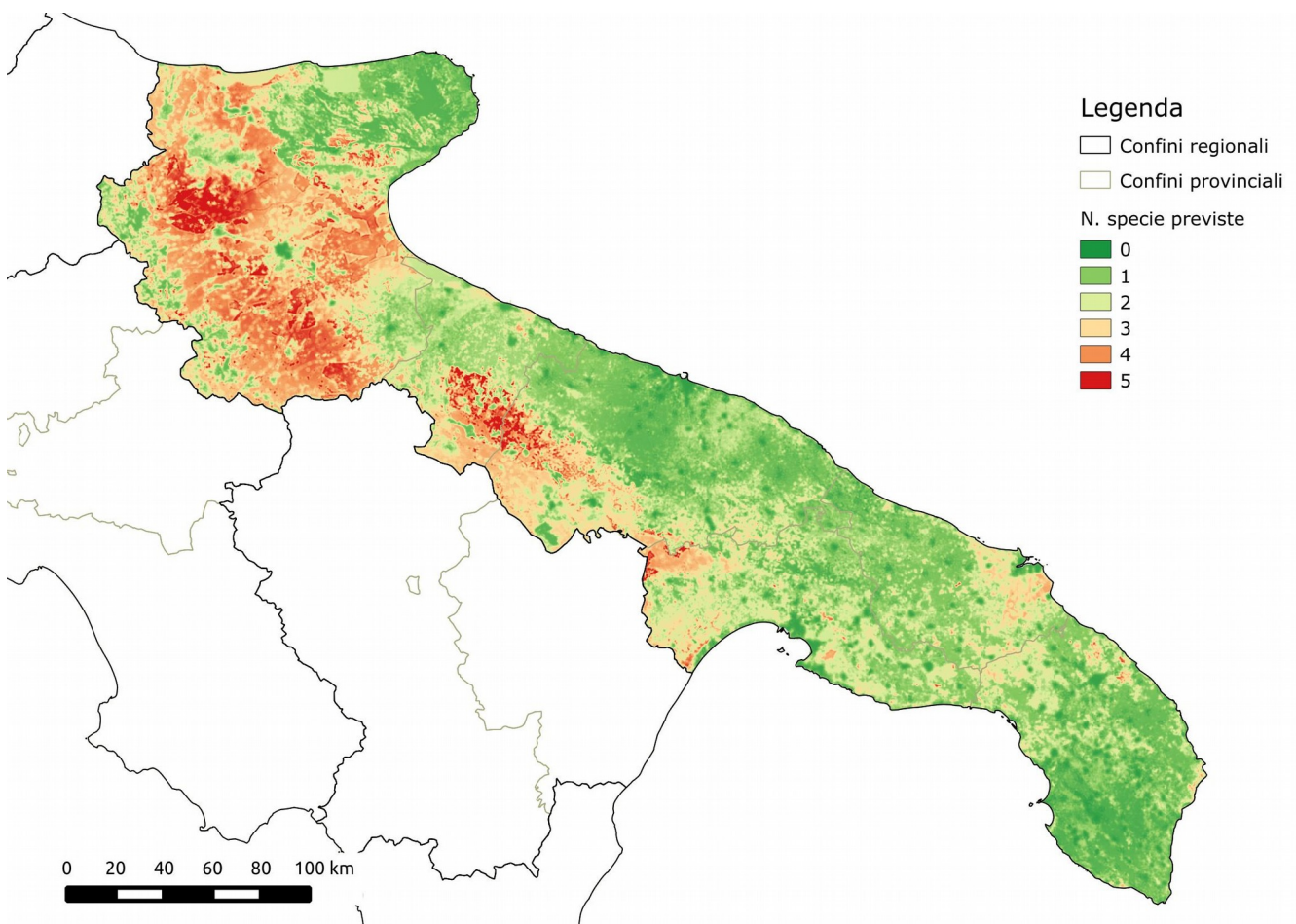


Figura 4.14: Carta di distribuzione della ricchezza di specie dei sistemi agricoli mediterranei secondo le previsioni del modello di Tabella 4.3.

5. DISCUSSIONE

5.1. Modelli di idoneità ambientale delle specie agricole di interesse conservazionistico

I modelli elaborati per le singole specie sono risultati efficaci, capaci di restituire delle carte di idoneità che in massima parte e praticamente per tutte le specie, si sovrappongono alla loro distribuzione nota (La Gioia 2009; Liuzzi *et al.* 2013), segno che i parametri ambientali utilizzati per l'elaborazione dei modelli ecologici influenzano effettivamente, almeno a una certa scala spaziale, la loro distribuzione.

L'unica specie per la quale si evidenziano alcune discordanze, che comunque hanno poco effetto sull'identificazione delle aree in generale più importanti per le specie agricole, è l'averla capirossa. Rispetto infatti a quanto prodotto da Chiatante *et al.* (2014; Figura 5.1), secondo il modello elaborato con i dati del progetto MITO2000, l'idoneità per questa specie risulta piuttosto bassa in buona parte delle Murge baresi settentrionali, dove comunque la specie è presente (Liuzzi *et al.* 2013).

Queste differenze sono verosimilmente legate alle diverse metodologie di raccolta dei dati che, nel caso dello studio pubblicato da Chiatante e collaboratori che riguarda una ricerca specificatamente incentrata sull'averla capirossa e sull'averla cenerina, ha permesso di raccogliere un discreto numero di dati di presenza anche nell'area delle Murge baresi. Al contrario, nonostante un discreto sforzo di campionamento, nessun dato è stato raccolto nell'ambito del progetto MITO2000. Interessante notare come nel caso dell'averla cenerina, i due modelli siano invece molto simili.

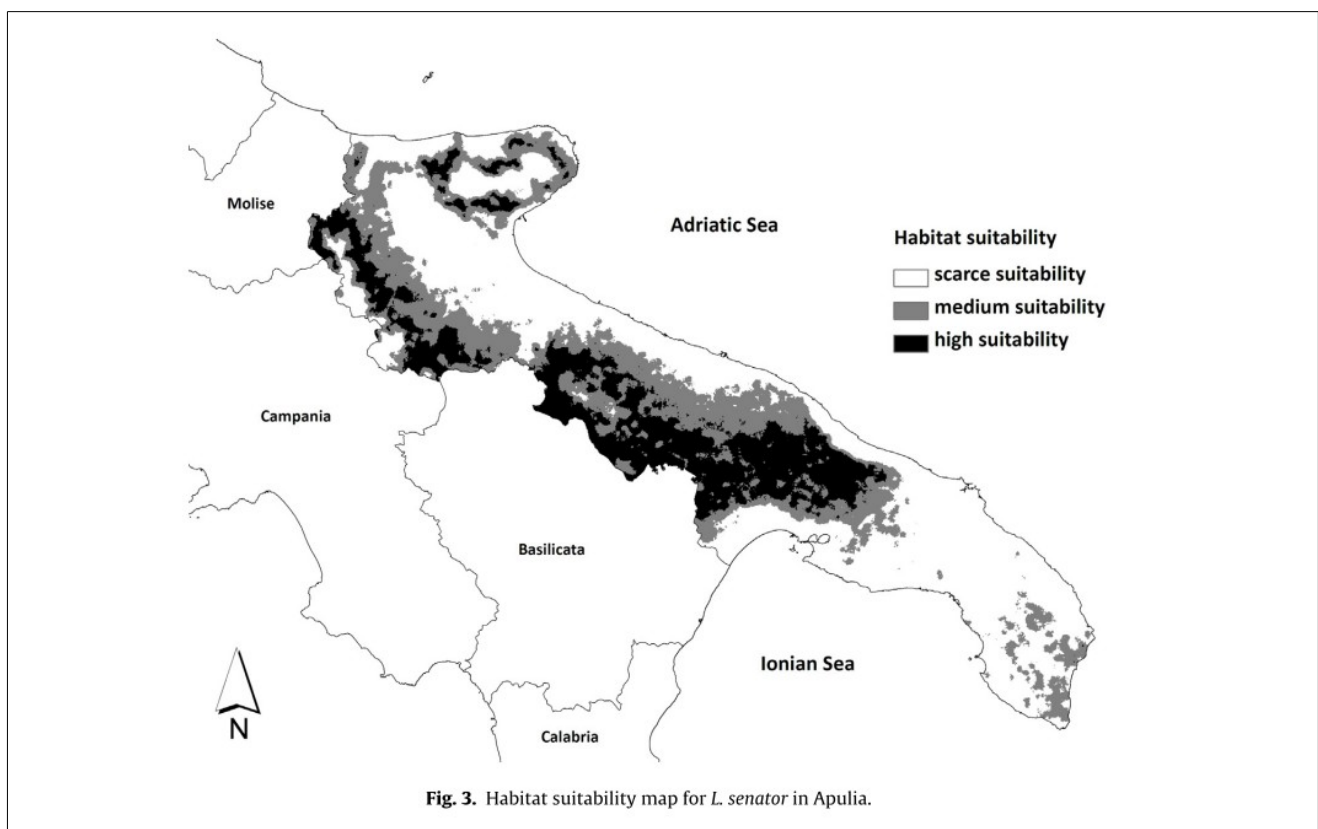


Figura 5.1: Carta di idoneità ambientale dell'averla capirossa elaborata da Chiatante *et al.* (2014).

Per quanto riguarda il risultato complessivo delle analisi, che è poi l'obiettivo principale dello studio, ovvero l'identificazione delle aree più idonee per le specie agricole di interesse conservazionistico, quelle risultate di gran lunga più importanti sono il Gargano, i Monti Dauni e il Tavoliere e le Murge. Queste aree rivestono una notevole importanza per numerose altre specie,

sempre legate agli agro-ecosistemi mediterranei, che però, sia perché rare sia perché non rilevabili in maniera efficace con la metodologia di censimento utilizzata dal progetto MITO2000, non sono state utilizzate in queste analisi. Tra queste sicuramente l'occhione (*Burhinus oedicephalus*), che in Puglia ha una delle popolazioni nidificanti più importanti d'Italia (Brichetti e Fracasso 2004), concentrata per lo più proprio nel Tavoliere, nelle Murge e nelle steppe pedegarganiche (Meschini 2010); l'averla piccola (*Lanius collurio*), specie invece poco diffusa, qui al limite meridionale del suo areale, presente sia nei Monti Dauni sia sul Gargano (Liuzzi *et al.* 2013); alcune specie di rapaci, come il nibbio bruno (*Milvus migrans*) e il nibbio reale (*Milvus milvus*), entrambi in diminuzione negli ultimi anni e concentrati per lo più nei Monti Dauni e, il secondo, anche sul Gargano (Liuzzi *et al.* 2013). Anche le ultime aree di presenza della gallina prataiola (*Tetrax tetrax*), oramai ritenuta estinta in Puglia (Bux *et al.* 2013), rientrano nelle aree individuate (prevalentemente sul Tavoliere e nelle steppe pedegarganiche).

5.2. Modelli di idoneità ambientale delle comunità ornitiche dei sistemi agricoli mediterranei

Le due analisi sulla ricchezza totale e sulla ricchezza delle specie tipiche dei sistemi agricoli mediterranei hanno condotto a modelli statistici e, di conseguenza, a mappe di distribuzione tra loro solo parzialmente sovrapponibili ma in entrambi i casi coerenti con le conoscenze note dell'avifauna regionale (Liuzzi et al., 2013).

La ricchezza totale è maggiormente influenzata da un elevato grado di eterogeneità ambientale che in Puglia corrisponde perlopiù ai rilievi e alle poche aree forestali regionali. La ricchezza di specie dei sistemi agricoli mediterranei è invece influenzata positivamente dai pascoli e dai seminativi. Quest'ultimo parametro è di indubbia importanza nel processo di individuazione delle aree agricole ad alto valore naturale in Puglia. I sistemi agricoli mediterranei, caratterizzati spesso da seminativi non irrigui coltivati in maniera estensiva su vaste superfici, sostengono infatti popolazioni importanti di diverse specie di interesse per la conservazione.

Al fine di individuare eventualmente settori regionali che permettessero di ospitare allo stesso tempo un'elevata ricchezza totale e un'elevata ricchezza di specie tipiche dei sistemi agricoli mediterranei è stata effettuata un'operazione di sintesi dei due modelli elaborati in precedenza (Figura 4.13 e Figura 4.14). Per far ciò sono stati riclassificati i due *raster* derivanti dai modelli di S_tot e S_medit categorizzando le ricchezze secondo i criteri di Tabella 5.1.

Tabella 5.1: Criteri di riclassificazione dei *raster* corrispondenti ai modelli predittivi di distribuzione delle ricchezze ornitologiche.

Criterio	Punteggio	Significato
valore compreso tra min e primo quartile (25° percentile)	0	valore basso
valore compreso tra primo e terzo quartile (25° e 75° percentile)	1	valore medio
valore compreso tra terzo quartile (75° percentile) e max	2	valore alto

È poi stato generato un *raster* riassuntivo sommando i due *raster* riclassificati. Il *raster* riassuntivo ha valori compresi tra 0 e 4, i cui significati sono riportati in Tabella 5.2.

Tabella 5.2: Significato dei valori assumibili dal *raster* riassuntivo dei due modelli di ricchezza. La mappa del *raster* è riportata in Figura 5.2.

Punteggio di sintesi	Valore	Significato	Colore in mappa
0	basso	valore basso per entrambe le ricchezze	bianco
1	medio basso	valore basso per una ricchezza e medio per l'altra	bianco
2	medio	valore medio per le due ricchezze, oppure alto per una e basso per l'altra	bianco
3	medio alto	valore medio per una ricchezza e alto per l'altra	verde chiaro
4	alto	valore alto per entrambe le ricchezze	verde scuro

La mappa risultante è riportata in Figura 5.2. Questa mappa identifica le aree regionali che supportano i maggiori livelli di biodiversità avifaunistica e allo stesso tempo sostengono importanti popolazioni delle specie tipiche dei sistemi agricoli mediterranei, tra cui sono presenti diverse specie di interesse per la conservazione.

Queste aree coincidono con il Subappennino Dauno, le Murge e porzioni di Tavoliere e Gargano.

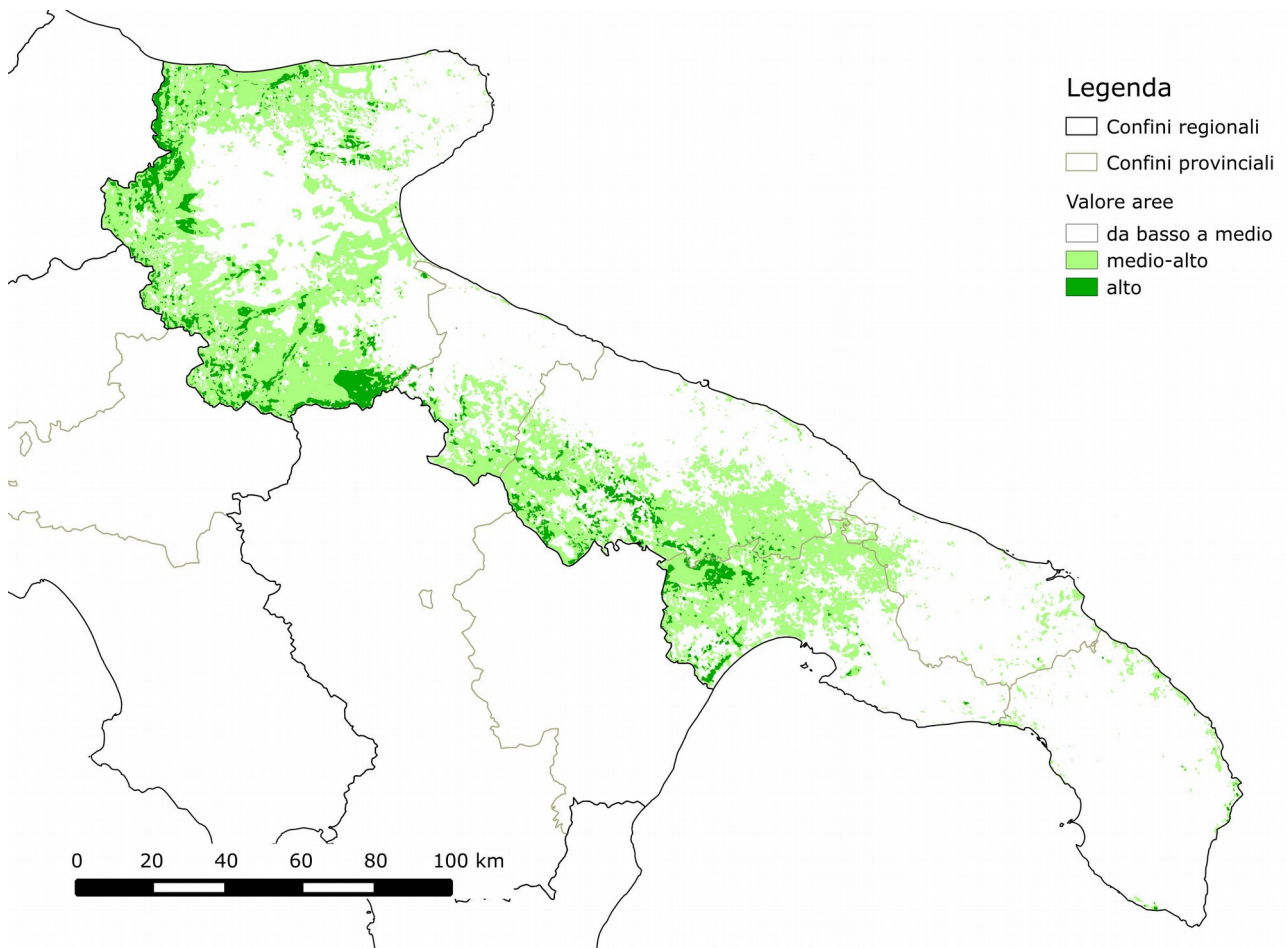


Figura 5.2: Carta riassuntiva delle analisi sulla ricchezza totale e sulla ricchezza di specie tipiche dei sistemi agricoli mediterranei.

6. CONCLUSIONI

L'obiettivo di questo studio è quello di fornire alla Regione Puglia uno strumento pratico per l'individuazione delle aree agricole AVN di tipo 3 (Andersen *et al.* 2003), utilizzando gli uccelli nidificanti come indicatori di biodiversità.

I risultati delle analisi hanno permesso di identificare quattro aree particolarmente importanti per l'avifauna tipica degli agro-ecosistemi mediterranei: le steppe pede-garganiche, le Murge, il Subappennino Dauno e le zone agricole del Tavoliere. Queste aree sono state individuate utilizzando due approcci analitici differenti, uno basato sull'analisi delle preferenze ecologiche delle singole specie, scelte tra quelle di maggiore interesse conservazionistico, e l'altro sull'individuazione delle comunità ornitologiche più ricche. Il fatto che i due approcci abbiano portato all'individuazione delle stesse aree rafforza la validità del risultato.

L'utilizzo dei dati del progetto MITO2000, almeno in questo caso, si è quindi dimostrato molto utile per integrare i primi due criteri di individuazione delle AVN (quelli basati sulla vegetazione naturale e sulla struttura del paesaggio agricolo; Andersen *et al.* 2003), evidenziando il valore di un sistema agricolo, come è quello delle estese coltivazioni a seminativi non irrigui della Puglia centro-settentrionale, che, soprattutto in virtù di una estrema omogeneità, non rientra nelle prime due tipologie di AVN. Questi paesaggi, nonostante il loro riconosciuto valore, sia in termini di biodiversità sia in termini paesaggistici e storico-culturali, risulterebbero infatti in gran parte esclusi dalle AVN, o perlomeno in esse sotto rappresentati, applicando i criteri di individuazione proposti a a livello nazionale (Rete Rurale Nazionale & LIPU 2014; Trisorio *et al.*, 2013) (Figura 6,1), in particolare basando l'indicatore 3 esclusivamente sulle informazioni disponibili nei formulari dei siti di Rete Natura 2000.

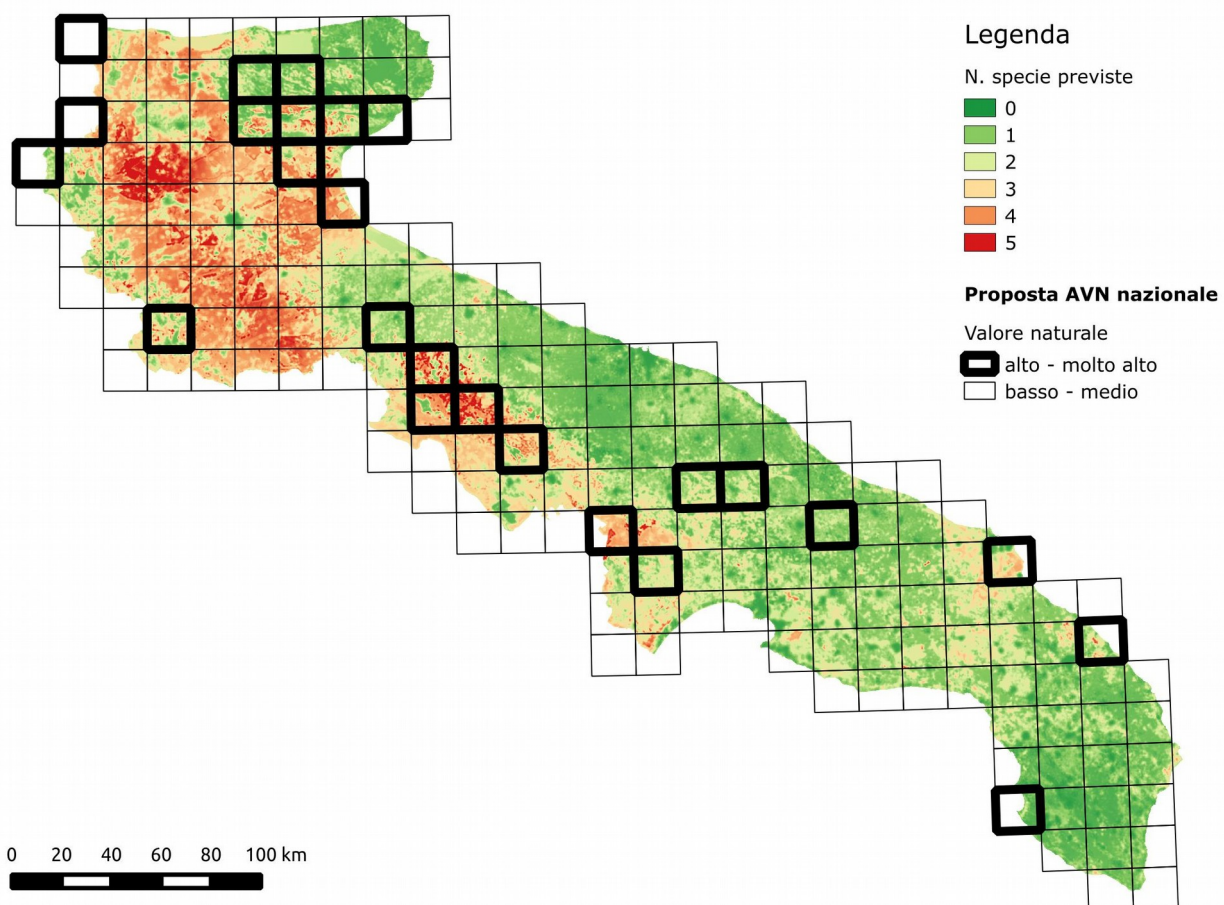


Figura 6,1: Sovrapposizione della carta di distribuzione della ricchezza di specie dei sistemi agricoli mediterranei elaborata in questo studio e della proposta di aree agricole AVN a livello nazionale (Trisorio *et al.*, 2013).

Gli attuali strumenti di analisi dei dati consentono di valorizzare le informazioni presenti nelle banche dati di programmi di monitoraggio già attivi, in questo caso il progetto MITO2000,

utilizzando i dati per fini e con modalità differenti da quelli principali per i quali essi sono stati raccolti. I dati del progetto MITO2000 hanno permesso in questo lavoro di integrare il processo di individuazione delle aree agricole ad alto valore naturale in Puglia, utilizzando peraltro un approccio multi-metodologico che conferisce maggiore solidità ai risultati acquisiti. Sono stati individuati i settori regionali nei quali determinati sistemi agricoli sono in grado di sostenere popolazioni di specie importanti per la conservazione (Liuzzi *et al.* 2013). La novità e il punto di forza dell'approccio qui presentato consistono nell'aver conseguito questi risultati partendo dai dati già disponibili all'interno di una banca dati esistente, relativa peraltro ad un progetto indirizzato al calcolo di andamenti per specie comuni e relativamente diffuse. In alternativa, la raccolta di dati relativi a specie rare e localizzate sul territorio, nonché ecologicamente eterogenee, avrebbe comportato l'implementazione di programmi di monitoraggio specifici con un impiego di risorse maggiore rispetto a quello necessario per realizzare l'approccio qui presentato.

7. BIBIOGRAFIA

- Andersen, E.; Baldock, D.; Bennett, H.; Beaufoy, G.; Bignal, E.; Brouwer, F.; Elbersen, B.; Eiden, G.; Godeschalk, F.; Jones, G.; McCracken, D. I.; Nieuwenhuizen, W.; van Eupen, M.; Hennekens, S. & Zervas, G. 2003. Developing a high nature value indicator. European Environment Agency.
- Bellini, F.; Cillo, N.; Giacoia, V. & Gustin, M. 2008 L'avifauna di interesse comunitario delle gravine ioniche. Oasi LIPU Gravina di Laterza, Laterza (TA).
- Brambilla, M.; Casale, F.; Bergero, V.; Crovetto, M.; Falco, R.; Negri, I.; Siccardi, P. & Bogliani, G. 2009. GIS-models work well, but are not enough: Habitat preferences of *Lanius collurio* at multiple levels and conservation implications. *Biological Conservation*. 142:2033-2042.
- Brambilla, M.; Casale, F.; Falco, R.; Bergero, V.; Bocchi, S.; Maggi, M. & Crovetto, M. 2014. Aree Agricole Ad Alto Valore Naturale In Lombardia (2011-2013). Relazione tecnica. Fondazione Lombardia per l'Ambiente.
- Brichetti, P. & Fracasso, G. 2004. Ornitologia italiana - volume 2. Tetraonidae-Scolopacidae. Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti, P. & Fracasso G. 2007. Ornitologia Italiana - volume 4. Apodidae-Prunellidae. Perdisa Editore, Bologna.
- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer, New York.
- Bux, M., Rizzi, V., Palumbo, G. & Sigismondi, A. (eds) 2013. Studio di fattibilità per la reintroduzione della gallina prataiola (*Tetrax tetrax*) nel parco nazionale dell'Alta Murgia. Parco Nazionale dell'Alta Murgia, <http://www.parcoaltamurgia.gov.it/images/conservazionenatura/PROGETTOGALLINAPRATAIOLA/Studio%20di%20fattibilita%20Tetrax%20tetrax.pdf>
- Chiatante, G., Brambilla, M. & Bogliani, G. 2014. Spatially explicit conservation issues for threatened bird species in Mediterranean farmland landscapes. *Journal of Nature Conservation*. 22: 103-112.
- Dale, M.R.T.; Dixon, P.; Fortin, M.-J.; Legendre, P.; Myers, D.E. & Rosenberg, M.S. 2002. Conceptual and mathematical relationships among methods for spatial analysis. *Ecography*. 25: 558-577
- Dormann, C. F.; Elith, J.; Bacher, S.; Buchmann, C.; Carl, G.; Carré, G.; García Marquéz, J. R.; Gruber, B.; Lafourcade, B.; Leitão, P. J.; Münkemüller, T.; McClean, C.; Osborne, P. E.; Reineking, B.; Schröder, B.; Skidmore, A. K.; Zurell, D. & Lautenbach, S. 2013. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*. 36:27-46.
- Dormann, C. F.; McPherson, J. M.; Araújo, M. B.; Bivand, R.; Bolliger, J.; Carl, G.; Davies, R. G.; Hirzel, A.; Jetz, W.; Kissling, W. D.; Kühn, I.; Ohlemüller, R.; Peres-Neto, P. R.; Reineking, B.; Schröder, B.; Schurr, F. M. & Wilson, R. 2007. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography*. 30:609-628.
- Dray, S; Legendre, L. & Peres-Neto, P. R. 2006. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecological Modelling*. 196:483-493.
- Fielding, G. & Bell J.F. 1997 - A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models - *Environmental Conservation*. 24: 38-49.
- Forconi, V.; Mandrone, S. & Vicini, C. 2010. Aree Agricole ad alto valore naturale: dall'individuazione alla gestione. ISPRA. Manuali e linee guida 62/2010.
- Fornasari, L.; de Carli, E.; Buvoli, L.; Mingozzi, T.; Pedrini, P.; La Gioia, G.; Ceccarelli, P.P.; Tellini Florenzano, G.; Velatta, F.; Caliendo, M.F.; Santolini, R. & Brichetti, P. 2004. Secondo bollettino del progetto MITO2000: valutazioni metodologiche per il calcolo delle variazioni

interannuali. *Avocetta* 28 (2): 59-76.

- Fourcade, Y.; Engler, J.O.; Rödder, D. & Secondi, J. 2014. Mapping Species Distributions with MAXENT Using a Geographically Biased Sample of Presence Data: A Performance Assessment of Methods for Correcting Sampling Bias. *PLoS ONE* 9(5): e97122. doi:10.1371/journal.pone.0097122.
- Griffith, D. A. & Peres-Neto, P. R. 2006. Spatial modeling in ecology: the flexibility of eigenfunction spatial analyses. *Ecology*. 87:2603-2613.
- Kramer-Schadt, S.; Niedballa, J.; Pilgrim, J.D.; Schroder, B.; Lindenborn, J.; Reinfelder, V.; Stillfried, M.; Heckmann, I.; Scharf, A.K.; Augeri, D.M.; Cheyne, S.M.; Hearn, A.J.; Ross, J.; Macdonald, D.W.; Mathai, J.; Eaton, J.; Marshall, A.J.; Semiadi, G.; Rustam, R.; Bernard, H.; Alfred, R.; Samejima, H.; Duckworth, J. W.; Breitenmoser-Wuersten, C.; Belant, J.L.; Hofer, H. & Wilting, A. 2013. The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. *Diversity and Distribution*. 19: 1366-1379.
- La Gioia, G. (Ed.) 2009. Atlante degli uccelli nidificanti in provincia di Lecce (2000-2007). Edizioni Del Grifo, Lecce.
- Le Rest, K .; Pinaud, D. & Bretagnolle, V. 2013. Accounting for spatial autocorrelation from model selection to statistical inference: Application to a national survey of a diurnal raptor. *Ecological Informatics*. 14:17-24.
- Liuzzi, C.; Mastropasqua, F. & Todisco, S. (Ed.) 2013. Avifauna pugliese.....130 anni dopo. Editore Favia, Bari.
- Mauricio Bini, L.; Diniz-Filho, J. A. F.; Rangel, T. F.; Akre, T. S.; Albaladejo, R. G.; Albuquerque, F. S.; Aparicio, A.; Araujo, M. B.; Baselga, A.; Beck, J.; Bellocq, M. I.; B hning-Gaese, K.; Borges, P. A. V.; Castro-Parga, I.; Chey, V. K.; Chown, S. L.; De Marco, P. J.; Dobkin, D. S.; Ferrer-Cast n, D.; Field, R.; Filloy, J.; Fleishman, E.; G mez, J. F.; Hortal, J.; Iverson, J. B.; Kerr, J. T.; Kissling, W. D.; Kitching, I. J.; León-Cort s, J. L.; Lobo, J. M.; Montoya, D.; Morales-Castilla, I.; Moreno, J. C.; Oberdorff, T.; Olalla-T rraga, M.  .; Pausas, J. G.; Qian, H.; Rahbek, C.; Rodríguez, M.  .; Rueda, M.; Ruggiero, A.; Sackmann, P.; Sanders, N. J.; Terribile, L. C.; Vetaas, O. R. & Hawkins, B. A. 2009. Coefficient shifts in geographical ecology: an empirical evaluation of spatial and non-spatial regression. *Ecography*. 32:193-204.
- McCullagh, P. & Nedler, J. A. 1989. *Generalized Linear Models*. Chapman & Hall, London.
- Meschini, A. 2010. *l'Occhione tra i fiumi e le pietre*. Edizioni Belvedere, Latina.
- N'Goran, P. K.; Boesch, C.; Mundry, R.; N'Goran, E. K.; Herbinger, I.; Yapi, F. A. & Kuehl, H. S. 2012. Hunting, law enforcement, and African primate conservation. *Conservation Biology*. 26:565-571.
- Oppermann, R.; Beaufoy, G. & Jones, G. (Ed.) 2012. *High Nature Value Farming in Europe*. Verlag regionalkultur (vr).
- Papeş, M. & Gaubert, P. 2007. Modelling ecological niches from low numbers of occurrences: assessment of the conservation status of poorly known viverrids (Mammalia, Carnivora) across two continents. *Diversity and Distribution* 13: 890-902.
- Paracchini, M.P.; Petersen, J.E.; Hoogeveen, Y.; Bamps, C.; Burfield, I. & Van Swaay, C. 2008. High Nature Value Farmland in Europe An estimate of the distribution patterns on the basis of land cover and biodiversity data - EUR 23480 EN – 2008.
- Pearson, R.G.; Raxworthy, C.J.; Nakamura, M. & Peterson, A.T. 2007. Predicting species distribution from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*. 34: 102-117.
- Peres-Neto, P. R. & Legendre, P. 2010. Estimating and controlling for spatial structure in the study of ecological communities. *Global Ecology and Biogeography*. 19:174-184.
- Phillips, S.J. & Dud k, M.. 2008 Modelling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161-175.
- Phillips, S.J.; Anderson, R.P. & Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modelling of species

geographic distribution. *Ecological Modelling* 190: 231-259.

- Rete Rurale Nazionale & LIPU 2014. Gli uccelli comuni e il Farmland Bird Index nelle aree agricole ad alto valore naturale. <http://www.reterurale.it/farmlandbirdindex>
- Rete Rurale Nazionale & LIPU 2015. Italia – Farmland Bird Index, Woodland Bird Index e Andamenti di popolazione delle specie 2000-2014. <http://www.reterurale.it/farmlandbirdindex>.
- Samoy, D.; Lambotte, M.; Biala, K.; Terres, J.M. & Paracchini, M.L. 2007. Validation and Improvement of High Nature Value Farmland Identification National Approach in the Walloon Region in Belgium and in the Czech Republic - EUR 22871 EN – 2007.
- Siesa, M. E.; Manenti, R.; Padoa-Schioppa, E.; De Bernardi, F. & Ficetola, G. F. 2011. Spatial autocorrelation and the analysis of invasion processes from distribution data: a study with the crayfish *Procambarus clarkii*. *Biological Invasions*. 13:2147–2160.
- Syfert, M.M.; Smith, M.J. & Coomes, D.A. 2013. The Effects of Sampling Bias and Model Complexity on the Predictive Performance of MaxEnt Species Distribution Models. *PLoS ONE* 8(2): e55158. doi:10.1371/journal.pone.0055158.
- Trisorio, A.; De Natale, F. & Pignatti, G. 2013. Le aree agricole ad alto valore naturale in Italia: una stima della distribuzione a livello regionale. *Agriregionieuropa*, 9, 33, p. 70.
- Warren, D.L. & Seifert, S.N. 2011. Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological Applications* 21, 335–342.
- Warren, D.L.; Glor, R.E. & Turelli, M. 2010. ENMTools: a toolbox for comparative studies of environmental niche models. *Ecography*. 33: 607-611.