



Studi Trentini di Scienze Naturali

ISSN 2532-7712



homepage: <http://www.muse.it/it/Editoria-Muse/Studi-Trentini-Scienze-Naturali/Pagine/home.aspx>
© 2019 MUSE - Museo delle Scienze, Trento, Italia

Articolo

La trasformazione del paesaggio nelle Prealpi Centro-orientali: analisi del pattern spaziale e aspetti di conservazione

Chiara Fedrigotti^{1*}, Mattia Brambilla^{1,2}, Paolo Pedrini¹

¹ MUSE - Museo delle Scienze, Trento, Corso del Lavoro e della Scienza 3, 38123 Trento, Italia.

² Fondazione Lombardia per l'Ambiente, Settore biodiversità e aree protette, Largo 10 Luglio 1976 1, 20822 Seveso (MB), Italia.

Parole chiave

- paesaggio
- cambiamenti ambientali
- Prealpi
- MaxEnt
- *Dryocopus martius*

Key words

- landscape
- environmental changes
- Prealps
- MaxEnt
- *Dryocopus martius*

* Autore corrispondente:
e-mail: chiara.fedrigotti@muse.it

Riassunto

In Europa, l'abbandono delle zone rurali e la loro rinaturalizzazione sono tra i principali processi che attualmente dominano l'evoluzione del paesaggio, minacciando le numerose specie di interesse conservazionistico tipicamente associate a quei contesti. Nel presente lavoro abbiamo indagato le modificazioni ambientali intercorse a partire dal 1954 in alcune aree prealpine, elaborando un modello spaziale in grado di fornire maggiori dettagli sui principali fattori topografico-ambientali coinvolti nel processo di abbandono. Utilizzando il picchio nero (*Dryocopus martius*) come specie-indicatrice per gli ambienti forestali, abbiamo inoltre esplorato la variazione nella disponibilità di habitat idonei attraverso la creazione di modelli basati sull'algoritmo di massima entropia MaxEnt. Le informazioni ottenute dall'interpretazione delle ortofoto hanno mostrato un processo di abbandono più accentuato nell'area trentina rispetto a quella lombarda a favore degli ambienti forestali. Il fenomeno appare favorito da condizioni di forte pendenza, scarsità di risorsa idrica e temperature maggiori. In accordo con l'evoluzione del paesaggio, l'idoneità ambientale per il picchio nero risulta quadruplicata rispetto al 1954, confermando l'importanza delle dinamiche ambientali per l'evoluzione delle comunità biotiche presenti in una certa area e la pianificazione delle azioni di conservazione.

Summary

Land abandonment and rewilding are among the main processes affecting landscape evolution in Europe, threatening many conservation-concern species associated with semi-natural habitats shaped by traditional farming activities. In this paper, we explored land-use changes occurred in some pre-alpine areas since 1954 and formulated a model in order to identify determinants involved in land abandonment. We focused on black woodpecker (*Dryocopus martius*) as an indicator species of woodland habitats to develop a habitat suitability model based on MaxEnt algorithm and evaluate changes in habitat availability. Land abandonment seems to be favoured by steep slopes, water scarcity and high temperatures. In accordance with land-use changes, habitat suitability for black woodpecker has quadruplicated since 1954, confirming the importance of landscape dynamics for biological communities evolution and conservation programs planning.

Redazione: Valeria Lencioni e Marco Avanzini

pdf: http://www.muse.it/it/Editoria-Muse/Studi-Trentini-Scienze-Naturali/Pagine/STSN/STSN_98-2019.aspx

Introduzione

La rinaturalizzazione del paesaggio: minaccia o opportunità?

Concetto articolato e dalle numerose sfaccettature, la rinaturalizzazione viene oggi intesa come un processo complesso, attraverso il quale dei territori in precedenza coltivati o gestiti dall'uomo vengono ora a svilupparsi senza un controllo antropico attivo (Nogués-Bravo et al. 2016). Si tratta di un fenomeno che nel continente europeo è cominciato solo da qualche decennio come conseguenza delle trasformazioni socioeconomiche responsabili del progressivo declino delle realtà agricole tradizionali.

In Europa, le aree rurali rappresentano l'uso del suolo più diffuso, ricoprendo quasi la metà dell'intera superficie (fonte dei dati: EUROSTAT 2016). In molti casi questi territori sono associati ad habitat di particolare pregio, tipicamente caratterizzati da un'elevata diversità biologica, la cui sopravvivenza dipende dalla continuazione di specifiche pratiche gestionali (Fischer et al. 2012). A questo si aggiunge il valore culturale rappresentato dai paesaggi rurali (Agnoletti 2014). Il timore è che, in assenza delle tradizionali pratiche di gestione, la biodiversità e i servizi ecosistemici ad essi associati vadano perduti. Molti sono gli studi che descrivono come la sospensione delle pratiche agricole comporti una riduzione dell'eterogeneità ambientale e il declino degli indici di biodiversità (Queiroz et al. 2014; Ceausu et al. 2015; Otero et al. 2015). Ciò nonostante, nuove evidenze mostrano come la rinaturalizzazione che ne segue rappresenti anche un'opportunità per il ripristino degli ecosistemi naturali (Helmer et al. 2015) e di importanti servizi ecosistemici (Pereira & Navarro 2015).

Stabilire quale sia il reale impatto di questi fenomeni è una questione molto complessa, che tuttora anima la comunità scientifica. Quello che è certo è che la rinaturalizzazione si accompagna sempre ad un riassetto delle specie che vivono in un'area cosicché, per ogni contesto, è possibile individuare benefici e criticità, *winner species* e *loser species* (Regos et al. 2016). In particolare, se da un lato l'avanzata del bosco pare avvantaggiare le specie forestali e il ritorno dei grandi carnivori (Chapron et al. 2014), dall'altro determina conseguenze negative per quelle che prediligono gli ambienti aperti e gli habitat semi-naturali (Pliening et al. 2014) e una riduzione della varietà di funzioni ecosistemiche (van der Zanden et al. 2017). La sezione del lavoro dedicata ai modelli di idoneità ambientale intende contribuire con ulteriori dati alle conoscenze in merito a questi delicati equilibri.

I fattori che guidano l'abbandono e la rinaturalizzazione

In Europa, l'abbandono delle zone rurali e la rinaturalizzazione sono tra i principali processi che attualmente dominano l'evoluzione del paesaggio (Sitzia et al. 2010; Prishchepov et al. 2013). Si tratta di un processo nel quale intervengono forze di varia natura (ambientale, economica, sociale), che a loro volta agiscono a diverse scale spaziali e temporali (Munroe et al. 2013). L'analisi delle dinamiche di abbandono è ulteriormente complicata dalla diversità di definizioni, dalla mancanza di dati omogenei e dettagliati e dalla difficoltà di individuare le aree in abbandono tramite foto aeree (Keenleyside & Tucker 2010).

Tra i fattori che più sembrano influenzare i processi di rinaturalizzazione ritroviamo le qualità bio-fisiche del territorio considerato. A questo gruppo appartiene anche la maggior parte delle variabili considerate nel presente lavoro. Recenti studi hanno messo in evidenza come l'abbandono delle zone rurali interessi primariamente le aree meno produttive, quelle montuose e quelle caratterizzate da suoli poveri o soggetti a erosione (Monteiro et al. 2011; Corbelle-Rico et al. 2012); anche se in alcuni casi la perdita di ambienti rurali si manifesta in zone prossime ai centri urbani, come conseguenza dell'urbanizzazione (Papajorgji & Pinet 2012). Altri parametri comunemente interrogati sono quelli demografici: esiste più di un'evidenza sulla stretta relazione che lega l'abbandono delle attività tradizionali

al profilo anagrafico dell'area studiata. In particolare, la migrazione dei giovani verso le zone urbane, la diminuzione della natalità e il conseguente invecchiamento degli abitanti si accompagnano frequentemente ad una probabilità maggiore di abbandono della terra (Verburg et al. 2010; Lasanta et al. 2015).

Anche i fattori politici possono giocare un ruolo importante nelle dinamiche paesaggistiche. Alcuni lavori di recente pubblicazione, ad esempio, hanno rivelato come il crollo dell'Unione Sovietica nella fine degli anni '80 abbia portato ad un generale abbandono delle pratiche agricole in gran parte dell'Europa dell'Est (Schierhorn et al. 2013; van Vliet et al. 2015). Poiché indirizzate alle aree dove la produttività e il rendimento delle terre sono inferiori, anche le politiche agricole possono influenzare in modo altrettanto rilevante le trasformazioni ambientali (Zanten et al. 2014; Merckx & Pereira 2015). In relazione alla rinaturalizzazione nelle aree marginali infine, l'accesso ai servizi e a redditi migliori sono variabili altrettanto buone per spiegare le dinamiche spaziali dell'abbandono (Navarro & Pereira 2015).

L'avifauna come indicatore per valutare gli effetti del cambiamento

Un gruppo di specie che appare particolarmente sensibile ai cambiamenti ambientali legati all'abbandono delle aree rurali è quello degli Uccelli: diversi studi hanno rivelato come, negli ultimi anni, le specie ornitiche associate agli ambienti rurali siano accomunate da un trend negativo (Sanderson et al. 2013; Zakkak et al. 2014, 2015). In Europa, una percentuale significativa delle specie di Uccelli di interesse conservazionistico è associata ad habitat semi-naturali. Diversi sono i fattori che ne influenzano diversità e distribuzione: la struttura della vegetazione (Hovick et al. 2014), l'eterogeneità del paesaggio (Klingbeil & Willig 2016), l'abbandono e l'intensificazione delle attività umane (Ambari & Bilgin 2014). Questa loro sensibilità ha fatto sì che quello degli Uccelli sia diventato uno dei *taxa* più comunemente utilizzato per generare degli indicatori dello status della biodiversità negli ecosistemi terrestri (Herrando et al. 2015; Siddig et al. 2016).

Esistono però altri fattori che rendono le specie ornitiche particolarmente adatte al loro impiego come *proxy* per gli studi che riguardano lo stato della biodiversità (Gregory & Strien, 2010): (1) sono ampiamente diffusi e occupano una grande varietà di nicchie ecologiche, ben differenziate tra loro; (2) la loro tassonomia ed ecologia sono tra le meglio conosciute e più studiate del regno animale, con più di 16.000 pubblicazioni scientifiche all'anno; (3) sono relativamente facili da identificare, con costi di monitoraggio molto contenuti e, per alcune specie, esistono anche dati storici consistenti; (4) le strategie di campionamento sono ben definite e collaudate; (5) gli uccelli incontrano il favore del vasto pubblico, rappresentando un eccellente strumento in termini di divulgazione e di consapevolezza dei temi legati alla biodiversità. Anche il presente lavoro, nel valutare alcuni dei possibili effetti dei cambiamenti ambientali sulla biodiversità, utilizzando il picchio nero (*Dryocopus martius*) come indicatore ambientale.

I modelli di distribuzione delle specie

La capacità di determinare come le specie si distribuiscano nello spazio e nel tempo è un elemento fondamentale per le ricerche in ecologia e biologia della conservazione. Altrettanto importante nell'ambito della gestione degli ecosistemi è riconoscere i fattori che influenzano la presenza di una specie, limitandone o favorendone la diffusione.

Per far fronte a queste esigenze, a partire dagli anni Ottanta (Nix et al. 1977), sono stati sviluppati diversi metodi matematici per la modellizzazione della distribuzione di specie (SDM – *Species Distribution Modelling*). Il principio teorico alla base di questi modelli è quello di mettere in relazione i siti di presenza di una specie con le caratteristiche ambientali del contesto, con l'obiettivo di prevedere l'effetto e il contributo relativo delle singole variabili alla definizione dell'areale di una specie. Esistono diversi metodi statistici per predire la distribuzione di una specie (Franklin 2010). Oltre ai classici me-

todi di regressione (*Generalized Linear Models* – GLM), negli ultimi anni hanno conosciuto una crescente diffusione i modelli basati su algoritmi di apprendimento automatico, o *machine learning* (es. *Artificial Neural Networks*, *Classification and Regression Trees* – CART). Tra questi ritroviamo anche MaxEnt (Phillips et al. 2004; Elith et al. 2011), uno degli algoritmi più largamente usati in ambito scientifico. La popolarità del metodo si deve soprattutto alla relativa semplicità di utilizzo e alla capacità di produrre risultati affidabili anche a partire da dati limitati e campionati in modo non sistematico (Hernández et al. 2006; Wisz et al. 2008).

Nell'elaborazione del modello, MaxEnt utilizza dati di “sola presenza” e un certo numero di punti casuali (definito dall'utente) che costituiscono invece i dati di “pseudo-assenza”. Queste informazioni vengono quindi combinate con le variabili bio-fisiche per costruire un indice di idoneità ambientale per ogni cella dell'area considerata che varia in modo continuo da 0 (habitat meno idoneo) a 1 (habitat più idoneo). In questo lavoro, l'utilizzo del software MaxEnt, unito alla scelta di una specie modello (picchio nero – *Dryocopus martius*), ha permesso di testare i possibili effetti dei cambiamenti ambientali sulle specie locali. Riproiettando il modello al passato è stato possibile valutare come, nel corso del tempo, i cambiamenti del paesaggio abbiano modificato la disponibilità di habitat e l'idoneità ambientale per la specie considerata, consentendo alcune considerazioni in termini di conservazione e gestione di habitat e specie.

Scopi del lavoro

Il presente lavoro ha indagato i cambiamenti avvenuti nel paesaggio di alcune aree delle Prealpi centro-orientali. Nello specifico, l'attenzione si è soffermata sull'evoluzione degli habitat forestali in

rapporto agli spazi aperti (prati e pascoli), con lo scopo di comprendere meglio le dinamiche che ne regolano la trasformazione e di contribuire all'individuazione di linee guida per la conservazione e la gestione sostenibile di questi habitat. In quest'ottica, il lavoro di tesi si è articolato secondo i seguenti passaggi:

1. Mappatura, riconoscimento e quantificazione dei cambiamenti di uso e copertura del suolo avvenuti a partire dal Secondo Dopoguerra (1954), ricercando analogie e differenze tra i diversi contesti considerati;
2. Identificazione dei fattori critici che hanno guidato l'abbandono dei territori montani, favorendo il processo di rimboscimento a svantaggio delle aree aperte e stima del contributo relativo di ciascun parametro considerato;
3. Valutazione degli effetti delle trasformazioni del paesaggio sulla disponibilità di habitat idonei per una specie modello tipica degli ambienti forestali (picchio nero), attraverso la creazione di modelli basati sull'algoritmo di massima entropia (MaxEnt).

Area di studio

Il presente studio ha considerato alcune aree delle Prealpi trentine e lombarde, al di sopra dei 1000 m di quota (Figura 1). Per il settore lombardo, l'indagine ha invece riguardato un'area dell'estensione di circa 3.000 km², all'interno della quale ricadono le seguenti unità orografiche:

- Alpi Orobie, parte orientale e occidentale (Figura 1/1);
- Versante lombardo del massiccio dell'Adamello (Figura 1/2);
- Prealpi Bresciane (Figura 1/3).

Le Alpi Orobie si sviluppano in direzione est-ovest, a cavallo

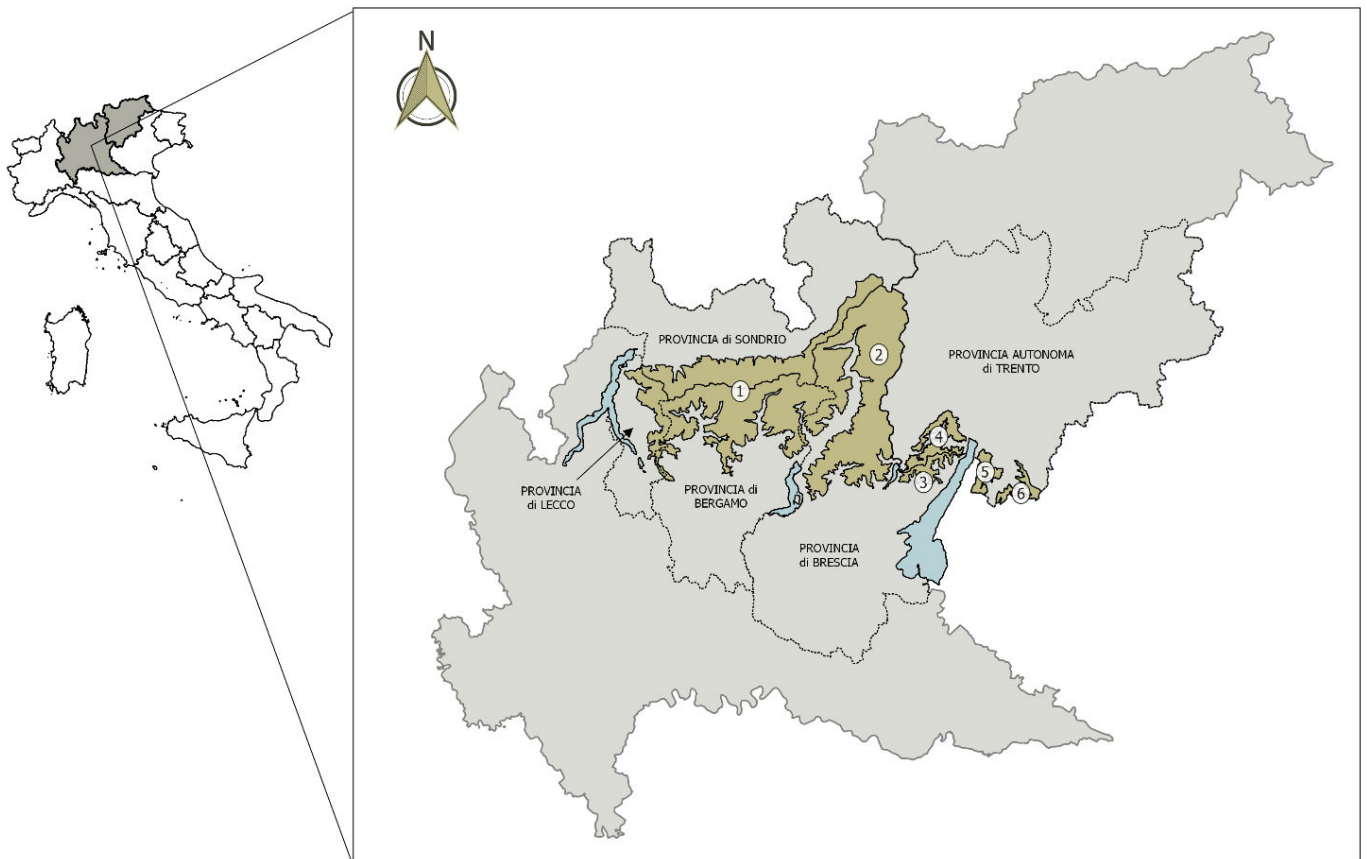


Fig. 1 - Panoramica e inquadramento geografico dell'area considerata: Prealpi lombarde (1-2-3), Alpi Ledrensi (4), Catena del Baldo (5) e Monti Lessini (6). / Map illustrating the study area: Lombard Pre-alps (1-2-3), Ledro Alps (4), Baldo mountain range (5) and Lessini Mountains (6).

tra le provincie di Sondrio, Lecco, Bergamo e Brescia. Il gruppo è delimitato a nord dal solco vallivo della Valtellina, ad ovest dal Lago di Como e dal taglio della Valsassina, a est dalla Val Camonica, mentre a sud digrada lentamente verso la Pianura Padana seguendo i rami principali della Val Seriana e della Val Brembana. Le altitudini di questo distretto montuoso sono maggiori rispetto a quello trentino: il Pizzo Coca, la vetta più alta, raggiunge infatti i 3.050 m. La parte lombarda dell'Adamello occupa il versante sinistro orografico della Valcamonica, a confine con il Trentino Alto-Adige, mentre le Prealpi Bresciane si collocano lungo il lato nord-occidentale del Lago di Garda, in continuità con il gruppo ledrense Tremalzo-Tombea.

Le aree ricadenti entro i confini del Trentino Alto-Adige (circa 260 km²), comprendono invece:

- Le Alpi Ledrensi;
- La parte trentina della Catena del Monte Baldo;
- La parte trentina del gruppo dei Monti Lessini.

Il gruppo delle Alpi Ledrensi (Figura 1/4), facente parte delle Prealpi Gardesane sud-occidentali, risulta diviso in due distinte catene montuose, orientate in senso est-ovest e separate dal solco della Valle di Ledro. La parte meridionale segna il confine tra le regioni Trentino Alto-Adige e Lombardia, mentre l'estremità settentrionale è delimitata dal corso del fiume Sarca. Confinano a Est con il Lago di Garda, mentre a Ovest vengono interrotte dall'incisione della Valle del Chiese. L'area di studio qui considerata ha mantenuto come limite settentrionale di queste montagne i confini amministrativi del Comune di Ledro. Le principali cime di questo settore sono, a sud, le cime Tremalzo e Tombea, che raggiungono rispettivamente i 1.976 m e i 1.975 m di altezza e il Monte Cadria (2.254 m) e Monte Tofino (2.151 m) a nord.

Il Monte Baldo (Figura 1/5) si innalza fra la superficie del Lago di Garda e il profondo solco della Val d'Adige, a cavallo delle regioni Veneto e Trentino. È lungo poco meno di 40 km e consiste in una catena principale, alta fino a oltre 2.200 m ed estesa linearmente in senso nord-sud. Le quote maggiori si raggiungono in corrispondenza del Monte Baldo (2.218 m) e del Monte Altissimo (2.127 m).

I Monti Lessini (Figura 1/6) sono un arco di montagne poste lungo il confine sud-orientale del Trentino Alto-Adige. Vengono pertanto classificati come facenti parte delle Prealpi Vicentine. Il settore veneto, qui non considerato, digrada lentamente verso la pianura verone-

se. Il settore trentino è delimitato a sud dal confine amministrativo, a nord e a ovest dalla dalle ripide pendici della Val dei Ronchi e della Val d'Ala, che portano al fondovalle della Val Lagarina, mentre a est termina con il maestoso Gruppo del Carega (2.259 m).

Da un punto di vista climatico, la classificazione aggiornata proposta da Köppen-Geiger (Kottek et al. 2006) ci permette di collocare le aree sopra descritte tra le zone a clima temperato-fresco (tipologia Cfb), con estati fresche ed inverni con temperature medie poco superiori agli 0° C e precipitazioni comprese tra i 700 e i 1.500 mm annui. L'estensione dell'area e la struttura articolata generano tuttavia una grande varietà di microclimi che vanno da quello tipicamente alpino, in corrispondenza delle quote maggiori, a quello sub-mediterraneo delle zone prossime al Lago di Garda.

Metodi

Mappatura della copertura del suolo

Tutte le analisi spaziali sono state effettuate mediante il software Quantum GIS (v. 2.18 Las Palmas). La mappatura della copertura del suolo è stata condotta secondo due diverse modalità. Per le aree delle Prealpi Trentine si è proceduto mediante fotointerpretazione e digitalizzazione manuale delle foto aeree del Volo GAI 1954 (previa georeferenziazione e ortorettifica) e delle ortofoto PAT del 1973 e 2011 (scala 1:10.000). Le tipologie di copertura/uso del suolo sono state ricondotte a 8 categorie principali: *Bosco, Prati e pascoli, Bosco rado, Cespuglieti, Coltivi, Rocce e ghiaioni, Corpi idrici e Insediamenti* (Appendice 1). I corsi d'acqua afferenti alla categoria "Corpi idrici" sono stati ottenuti a partire dallo *shapefile* della rete idrografica provinciale.

Per la Lombardia si è fatto riferimento alle mappature già esistenti (DUSAF-Destinazione d'Uso dei Suoli Agricoli e Forestali), liberamente scaricabili dal Geoportale della Regione (www.geoportale.regione.lombardia.it), relative al 1954 (Uso del suolo storico da Volo aereo GAI ortorettificato, scala 1:10.000) e del 2012 (DUSAF 4.0 da Ortofoto AGEA). Come per il Trentino il sistema di riferimento adottato è UTM32/WGS84. Le 33 categorie attraverso le quali era stata determinata la copertura del suolo sono state accorpate, riottenendo la stessa categorizzazione adottata per la mappatura delle aree trentine (Appendice 1).

Tab. 1 - Variabili indipendenti utilizzati per calibrare il modello predittivo per spiegare la riduzione di aree aperte dal 1954 a oggi. / Independent variables with hypothesized influence on open habitat loss in the period 1954-present.

Variabili	Unità di misura	Fonte dati
Variabili geomorfologiche		
1. Quota	m	DTM
2. Pendenza	°	
3. Esposizione	°	
4. Asperità	m	
Variabili climatiche		
5. Temperatura media annua	°C*10	WorldClim
6. Temperatura max mese più caldo	°C*10	
7. Temperatura min mese più freddo	°C*10	
8. Precipitazione media annua	mm	
Variabili pedologiche		
9. pHx10 H ₂ O	adimensionale	SoilGrids
Variabili spaziali		
10. Distanza dal margine del bosco	m	Mappe di copertura e uso del suolo
11. Distanza dal margine del bosco rado	m	
12. Distanza dal margine dei cespuglieti	m	
13. Distanza dai corsi d'acqua	m	
14. Distanza dai centri abitati	m	

LEGENDA

- Bosco
- Prati e pascoli
- Bosco rado
- Cespuglieti
- Rocce e ghiaioni
- Altro (Coltivi, Corpi idrici e Insdiamenti)

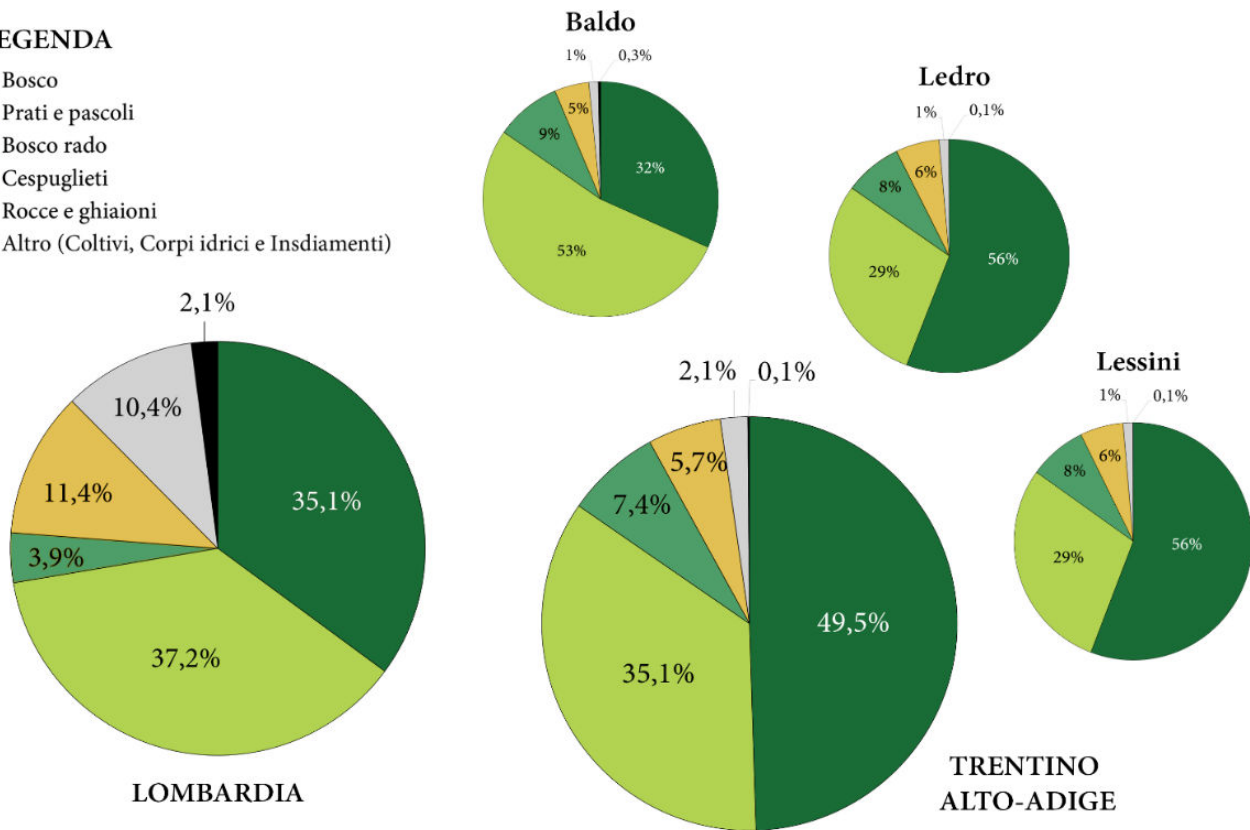


Fig. 2 - Copertura/uso del suolo (valori percentuali) nelle aree di studio considerate nell'anno 1954. / Land cover (per cent values) in study area in 1954.

Identificazione dei drivers dell'avanzata del bosco

Scelta delle variabili esplicative

La scelta delle variabili da considerare è ricaduta su quelle che, sulla base della bibliografia disponibile (Monteiro et al. 2011; Prishchepov et al. 2013; Pazúr et al. 2014), sono state ritenute come determinanti nell'influenzare la probabilità di abbandono delle tradizionali pratiche agro-silvo-pastorali e le condizioni di crescita della vegetazione, favorendo le dinamiche di successione ecologica. La tabella 1 riporta l'elenco delle variabili che abbiamo ritenuto come utili per spiegare il processo di rinaturalizzazione.

Il primo gruppo di variabili considerato riguarda le caratteristiche topografiche e ambientali dell'area. Quota, pendenza, esposizione e indice di asperità del terreno (una misura quantitativa dell'eterogeneità del terreno) sono state ottenute per elaborazione del DTM delle rispettive regioni, tramite il plug-in *Analisi geomorfologica* di QGIS. Per i dati climatici, relativi alla precipitazione media annua e alle temperature, si è fatto riferimento al dataset di WorldClim (<http://worldclim.org/version2>), comunemente adottato negli studi di modellizzazione (Fick & Hijmans 2017). Altre variabili considerate sono quelle di distanza. In particolare, tramite l'*Analisi di prossimità*, del pacchetto GDAL di QGIS, è stata calcolata la distanza rispetto ai centri abitati, ai corsi d'acqua, al margine delle zone boscate e dei cespuglieti. La prima funge da *proxy* per il grado di isolamento di un certo sito, la seconda per la disponibilità di risorsa idrica, mentre le restanti forniscono un'idea della marginalità di un'area aperta e del grado di prossimità a zone alberate in potenziale espansione.

Prima di procedere con l'analisi statistica e la modellizzazione, i *raster* sono stati sottoposti ad un opportuno allineamento, in modo da ottenere l'esatta sovrapposizione dei livelli, tutti caratterizzati da una risoluzione spaziale di 10 x 10 m e una dimensione di 14.092 x 7.678 pixel.

Analisi statistica

L'identificazione dei fattori-chiave in grado di influenzare la perdita di aree aperte (prati e pascoli) si è basata sulla costruzione di un modello lineare generalizzato misto (*Generalized Linear Mixed Models*, GLMM), mediante la funzione *glmmPQL*, contenuta nel pacchetto MASS di R. Questo tipo di modello, via *Penalized Quasi-Likelihood* (Zuur et al. 2009), risulta ampiamente utilizzato negli studi basati su mappature che devono tenere conto di un certo grado di correlazione spaziale in una regressione che abbia una variabile risposta di tipo binario (Dean et al. 2004; F. Dormann et al. 2007; Feng et al. 2016). Nel nostro caso, l'obiettivo era quello di valutare la probabilità di perdita di habitat prativi in relazione alle variabili ambientali da noi considerate. La variabile risposta, di tipo binario, è stata ottenuta a partire da un *raster* in cui le celle con valore uguale a 1 corrispondevano ad una "perdita di prato o di pascolo" nel passaggio dal 1954 al 2012, mentre quelli uguali a 0 rappresentavano una situazione immutata rispetto al passato. Le aree non interessate dalla presenza di ambienti prativi sono state escluse dall'analisi e codificate come *no data*. Per ottenere questo *layer* si è ricorso all'elaborazione delle mappe di uso del suolo tramite il *Calcolatore raster* di QGIS.

Il dataset per l'elaborazione del modello di regressione è stato ottenuto mediante campionamento del *raster* sopra descritto. Con lo strumento di ricerca vettore *Punti regolari* è stata ottenuta una griglia regolare composta da 208.801 punti, separati tra loro da una distanza di 200 m, ritenuta un buon compromesso tra le esigenze di avere un campionamento regolare e completo e contenere la dipendenza spaziale tra i punti. Da questa prima griglia sono stati rimossi tutti i punti che si trovavano in corrispondenza di aree *no data*, ottenendo un campione finale di 3.401 punti, uniformemente distribuiti sull'intera area di studio. I valori della variabile

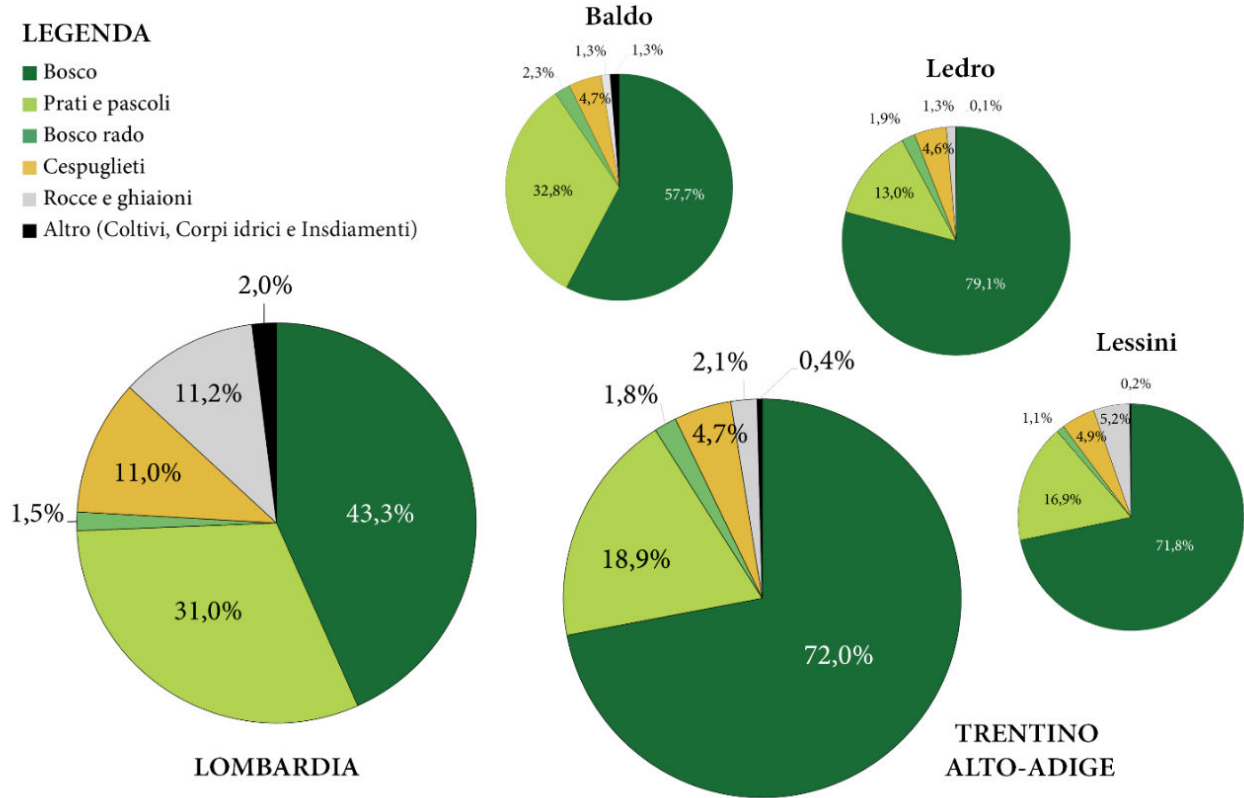


Fig. 3 - Copertura/uso del suolo (valori percentuali) nelle aree di studio considerate nell'anno 2012. / Land cover (per cent values) in study area in 2012.

risposta così campionati sono stati quindi associati alle rispettive coordinate geografiche e ai valori delle 14 variabili esplicative completando così il dataset finale da importare in R per l'analisi statistica (Appendice 2).

Le variabili sono state innanzitutto normalizzate tramite la funzione *scale* (package base di R). Prima di poter ottenere il modello di regressione finale, è stato necessario testare la collinearità tra le variabili da noi considerate. La collinearità è stata testata tramite il valore di VIF (*Variance Inflation Factor*; Zuur et al. 2010). L'utilizzo di questo parametro permette di operare una selezione sulle variabili esplicative da mantenere e quindi testare nel modello. Poiché il valore di VIF cambia ogni volta che una variabile viene rimossa, si rimuove prima la variabile con il VIF più alto, dopodiché si ricalcola nuovamente il valore per tutte le altre. Sono state escluse dal modello tutte quelle che si caratterizzavano per un valore di VIF superiore a 3, considerato un valore al di sotto del quale la collinearità diventa trascurabile. In un primo momento si sono costruiti tre modelli differenti, con raggruppamento delle variabili a seconda della tipologia: variabili topografiche, climatiche e paesaggistiche e per ciascuno di questi gruppi, è stata valutata la collinearità tra i predittori. Le variabili rimaste dopo lo screening iniziale sono state testate nel GLMM.

Dopo aver condotto questa analisi per i tre gruppi di variabili, i predittori che mostravano un effetto significativo (P -value < 0.05) sulla dipendente sono stati inseriti in un modello di sintesi, che è stato soggetto alla stessa procedura di verifica della collinearità attraverso VIF e di selezione del modello basata su una rimozione progressiva dei termini non significativi. Nello sviluppare quest'ultimo, si è provveduto anche alla rimozione progressiva (*backward removal*) dei parametri che non risultavano significativi (P -value < 0.05). In questo modo si è ottenuto un modello finale, per il quale è stato calcolato il potere predittivo utilizzando la funzione *likelihood R-square* in MuMIn (Kamil 2015).

Dal momento che l'algoritmo su cui si basa la funzione *glmPQL* massimizza una *quasi-likelihood*, anziché una *full-likelihood*, i parametri comunemente adottati per operare un processo di selezione del modello (es. AIC – *Akaike's Information Criterion* o BIC – *Bayesian Information Criterion*), non possono essere calcolati. Per valutare la qualità del modello si è quindi fatto riferimento al parametro R^2 secondo il metodo suggerito da Nakagawa e Schielzeth (2013). Tutte le analisi statistiche sono state condotte ricorrendo all'uso del software statistico R (R Development Core 2012; vedi Appendice 2) e in particolare, attraverso i pacchetti MASS, nlme, MuMIn e car (Venables & Ripley 1997; Kamil 2015; Pinheiro et al. 2016).

Modelli di idoneità ambientale

Per valutare gli effetti dei cambiamenti del paesaggio sulla biodiversità è stato realizzato un modello di idoneità ambientale in R, utilizzando il metodo della massima entropia (software MaxEnt ver. 3.4.1.). La specie target su cui si è scelto di lavorare è il picchio nero (*Dryocopus martius*), specie elencata in Allegato I della Direttiva Uccelli (79/409/CEE), per la quale erano disponibili 185 punti di presenza. La scelta del picchio nero si deve sia al suo carattere di specie "indicatrice" per gli ambienti forestali prealpini (Pirovano et al. 2002; Brambilla & Saporetti 2014), sia per la disponibilità di un numero sufficiente di localizzazioni indipendenti nell'area indagata.

Per modellizzare l'idoneità ambientale per la specie selezionata, sono state considerate le stesse variabili ambientali utilizzate nel modello di regressione sviluppato per individuare i fattori determinanti l'abbandono e la perdita di aree aperte. A queste, sono state aggiunte le variabili relative alle tipologie di copertura e uso del suolo. Per ottenere i *layer* da utilizzare come input si è resa però necessaria un'ulteriore fase preparatoria.

In particolare, i *raster* con risoluzione di 10 m x 10 m utilizzati per lo sviluppo del modello sono stati rielaborati ad una risoluzione

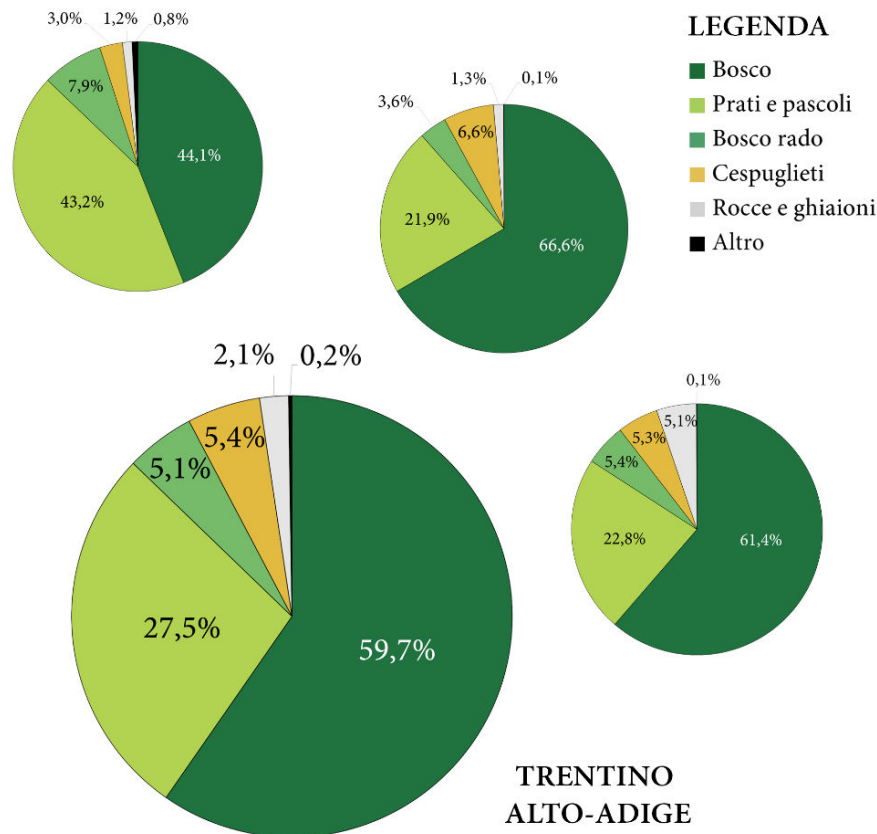


Fig. 4 - Copertura/uso del suolo (valori percentuali) nelle aree di studio del settore trentino nel 1973. / Land cover (per cent values) in Trentino in 1954.

di 1 km x 1 km (corrispondente alle dimensioni medie del territorio di una coppia di picchi neri, Bocca et al. 2007). Per le variabili di tipo topografico e climatico (es. quota, pendenza, temperatura media), il ricampionamento è stato eseguito facendo una media dei valori delle celle, mentre i valori dei nuovi raster riguardanti la copertura del suolo sono stati ottenuti sommando i valori delle singole celle, in modo da fornire un'indicazione di quanto fosse rappresentato un certo tipo di copertura del suolo all'interno della cella di 1 km di lato. Lo stesso procedimento è stato applicato sia ai raster relativi al 1954, sia a quelli del 2012.

Il modello è stato sviluppato secondo l'approccio suggerito da Muscarella et al. (2014), ricorrendo all'utilizzo del pacchetto ENMeval di R. ENMeval facilita la costruzione e la valutazione di modelli di nicchia ecologica (*Environmental Niche Model*, ENM) con MaxEnt, permettendo di calibrare i modelli in modo da massimizzare la capacità predittiva ed evitare problemi di *overfitting*. Oltre ai dati di presenza, il modello ha

utilizzato dati di *background*, generati utilizzando 1500 punti, selezionati casualmente in un raggio di 3 km dalle osservazioni, in modo da correggere l'errore legato ad un campionamento non omogeneo.

ENMeval offre 6 diversi metodi per suddividere i dati di *testing* da quelli di *training*. Il primo passaggio è stato quindi quello di scegliere il metodo di partizione da adottare. Lo schema di valutazione da noi scelto è quello denominato come "*checkerboard 1*", che permette di ridurre l'errore legato alla correlazione spaziale tra dati di presenza e di sviluppare e testare il modello su dati indipendenti. Questo metodo richiede la presenza di un *layer raster* su cui basare il pattern di ripartizione, definito secondo un fattore di aggregazione stabilito dall'utente. I dati di presenza e i punti di *background* vengono quindi aggregati in due diversi gruppi. Si segnala come, sebbene con questo metodo lo spazio geografico venga suddiviso in modo omogeneo, lo stesso non si può dire dei dati di presenza, che non è detto ricadano in modo bilanciato nei due raggruppamenti (*bins*).

Tab. 2 - Variabili utilizzate per la realizzazione del modello di idoneità ambientale per il picchio nero (*Dryocopus martius*). / Environmental parameters used in the habitat suitability model for black woodpecker (*Dryocopus martius*).

Variabili	Descrizione
Quota	Altitudine misurata in m s.l.m
Esposizione	Esposizione misurata in gradi rispetto al nord
Temperatura max	Temperatura massima registrata nei mesi estivi, espressa in °C*10
Copertura bosco	Copertura dei boschi, senza distinzione tra latifoglie e conifere
Copertura bosco rado	Copertura dei boschi radi e posti al limite della vegetazione
Copertura cespuglieti	Copertura dei cespuglieti
Copertura prati e pascoli	Copertura degli habitat aperti
Copertura rocce	Copertura delle zone sabbiose e rocciose prive di vegetazione
Copertura corpi idrici	Copertura di fiumi, torrenti, laghi e ghiacciai

Una volta scelto il metodo di partizione si è passati alla costruzione vera e propria del modello. La tabella 2 mostra le variabili considerate nel modello. Nel corso delle analisi preliminari sono state scartate le distanze (troppo correlate alle coperture) e le variabili che presentavano contributo percentuale e importanza di permutazione inferiori a 1. Il parametro di regolarizzazione scelto per limitare il rischio di *overfitting* è stato di 1.5.

La selezione del miglior modello si è basata sul criterio della massima parsimonia, valutato attraverso l'AIC (*Akaike's Information Criterion*; Burnham et al. 2011) e sul valore della statistica AUC (*Area Under the Curve*) della curva ROC; quest'ultima rappresenta in ogni suo punto il rapporto tra falsi positivi (punto che secondo il modello è idoneo per la specie, ma che nella realtà non lo è) e veri positivi (punto che secondo il modello è idoneo per la specie e lo è realmente) rilevati dal modello. La statistica AUC può assumere valori compresi tra 0 e 1: un valore pari a 0.5 indica che la capacità predittiva del modello è pari a quella di un modello casuale, mentre più il valore si avvicina a 1 e più il modello sarà accurato. Per specie diffuse, come il picchio nero nell'area di studio, ci si attende un valore mediamente basso e il valore dell'AUC serve più a verificare la stabilità del modello (performance simile su *training e testing data*) che a valutarne la bontà.

L'output continuo (*raw*) fornito da MaxEnt è stato successivamente convertito in un modello logistico (con valori di idoneità "costretti" tra 0 e 1) e successivamente in una mappa di presenza/assenza, basandosi su un valore di soglia (*threshold*) pari al 10° percentile. Questo valore, considerato sufficientemente conservativo, è tra quelli più frequentemente adottati in letteratura (Radosavljevic & Anderson 2014). Il modello di distribuzione è stato poi riproiettato sullo scenario passato, grazie alla disponibilità delle mappe di copertura del suolo per il 1954; l'output è stato similmente trasformato secondo la procedura adottata per il 2012 per consentire un più agevole confronto tra la distribuzione attuale e passata di aree idonee per la specie.

Risultati

La composizione del paesaggio nel 1954

Trentino - La zona di Ledro e quella dei Lessini si caratterizzano per un assetto paesaggistico molto simile (Tabella 3 e Figura 2): poco più della metà del loro territorio è coperta da boschi (circa il 55%), mentre quasi il 30% delle superfici è occupato da prati e pascoli. La parte restante è ripartita equamente tra le tipologie ambientali del *Bosco rado* e dei *Cespuglieti*, anche se a Ledro la prima categoria è presente con una percentuale doppia rispetto ai Lessini. Si segnala infine come la zona dei Lessini si caratterizzi per una maggior estensione delle superfici rocciose (5% anziché 1%). Diversa

è la situazione per la catena del Baldo (Tabella 3 e Figura 2): qui la categoria prevalente è quella dei *Prati e Pascoli*, che ricopre più della metà del territorio (53%). Il bosco raggiunge invece solo il 32% della copertura totale. Le restanti categorie occupano percentuali simili a quelle degli altri contesti, con una lieve prevalenza delle superfici a bosco rado (9%), rispetto alle zone con arbusti (5%). La categoria *Altro*, nella quale ricadono gli insediamenti e i corpi idrici, occupa una percentuale trascurabile in tutte e 3 le realtà territoriali.

Lombardia - Il settore prealpino considerato presenta un aspetto differente. Come osservato per il Baldo anche qui, solo il 35% dell'area totale è ricoperto da boschi, ma diversamente dalla catena baldense, le aree aperte non raggiungono il 40%. La categoria del *Bosco rado* è poco rappresentata (meno del 4%), mentre una percentuale cospicua spetta alle zone ad arbusti (11.4%) e a quelle rocciose (10.4%). La categoria *Altro* comprende, oltre a *Insedimenti* e *Corpi idrici*, anche la tipologia dei *Coltivi*, che nel caso delle zone trentine risultava assente.

La composizione del paesaggio oggi

Trentino - Rispetto al 1954, tutte e tre le aree indagate si caratterizzano per il progressivo aumento delle superfici boscate (Tabella 4 e Figura 3). La zona maggiormente interessata dall'avanzata del bosco è il Baldo, dove si registra un aumento relativo dell'82%. Più contenuto, ma simile nelle due zone, è l'incremento sulle Prealpi Ledrensi e sui Lessini, dove il guadagno relativo in superfici è del 42% e del 30%, rispettivamente. Per quanto riguarda i prati e i pascoli, Ledro si distingue per essere il distretto caratterizzato dal decremento relativo maggiore, poiché in una settantina di anni si è passato da un'estensione di 4.075 ha a 1.827 ha (-55%). Seguono quindi i pascoli dei Lessini, che hanno subito una riduzione relativa del 41%, e quelli del Baldo, che perdono circa 1370 ha (-38%).

Anche la tipologia ambientale del *Bosco rado* mostra una forte diminuzione in tutte e tre le aree di studio. In particolare, la riduzione maggiore si è manifestata sul Baldo e sui Lessini, dove è scomparso il 75% e il 74% dei boschi ricchi di radure. Sui monti ledrensi invece, le zone a bosco rado passano da 1.110 ha a 270 ha (-76%). Per quanto riguarda i *Cespuglieti*, le tre aree di indagine presentano trend differenti. Sul Baldo, la variazione è appena accennata, mentre sui Lessini le superfici perdono un quarto della loro estensione (-25%). Simile è la situazione a Ledro, dove la riduzione relativa delle superfici coperte da arbusti si aggira intorno al 22%. La zona del Baldo, infine, si caratterizza per un aumento significativo delle superfici urbanizzate.

Lombardia - Rispetto alle aree trentine, le Prealpi del settore lombardo si caratterizzano per un rimboschimento più contenuto (Tabella 4 e Figura 3). Rispetto al 1954, la copertura boschiva aumenta solamente del 23%, passando da circa 107.000 ha a 132.000 ha. In accordo con questo andamento, anche la categoria

Tab. 3 - Valori in ettari e percentuali delle principali categorie di copertura del suolo considerate per l'anno 1954. La categoria *Altro* comprende le superfici classificate come *Insedimenti*, *Corpi idrici* e *Coltivi*. / *Land uses (number of hectares and relative cover) for 1954. Bodies of water, cropland and settlements categories are included in Altro.*

1954	Baldo		Ledro		Lessini		TOTALE (TN)		Lombardia	
	[ha]	[%]	[ha]	[%]	[ha]	[%]	[ha]	[%]	[ha]	[%]
Bosco	2.151,5	31,7	7.815,0	55,8	3.127,2	55,2	13.093,7	49,5	106.742,0	35,1
Prati e pascoli	3.593,3	52,9	4.075,6	29,1	1.629,8	28,8	9.298,7	35,1	113.123,0	37,2
Bosco rado	611,6	9,0	1.100,9	7,9	241,4	4,3	1.953,9	7,4	11.825,0	3,9
Cespuglieti	320,7	4,7	822,9	5,9	367,5	6,5	1.511,1	5,7	34.569,5	11,4
Rocce e ghiaioni	86,9	1,3	184,2	1,3	292,6	5,2	563,7	2,1	31.469,6	10,4
Altro	22,3	0,3	8,0	0,1	3,7	0,1	33,9	0,1	6.255,4	2,1
TOTALE	6.786,3	100	14.006,6	100	5.662,2	100	26.455,1	100	303.984,5	100

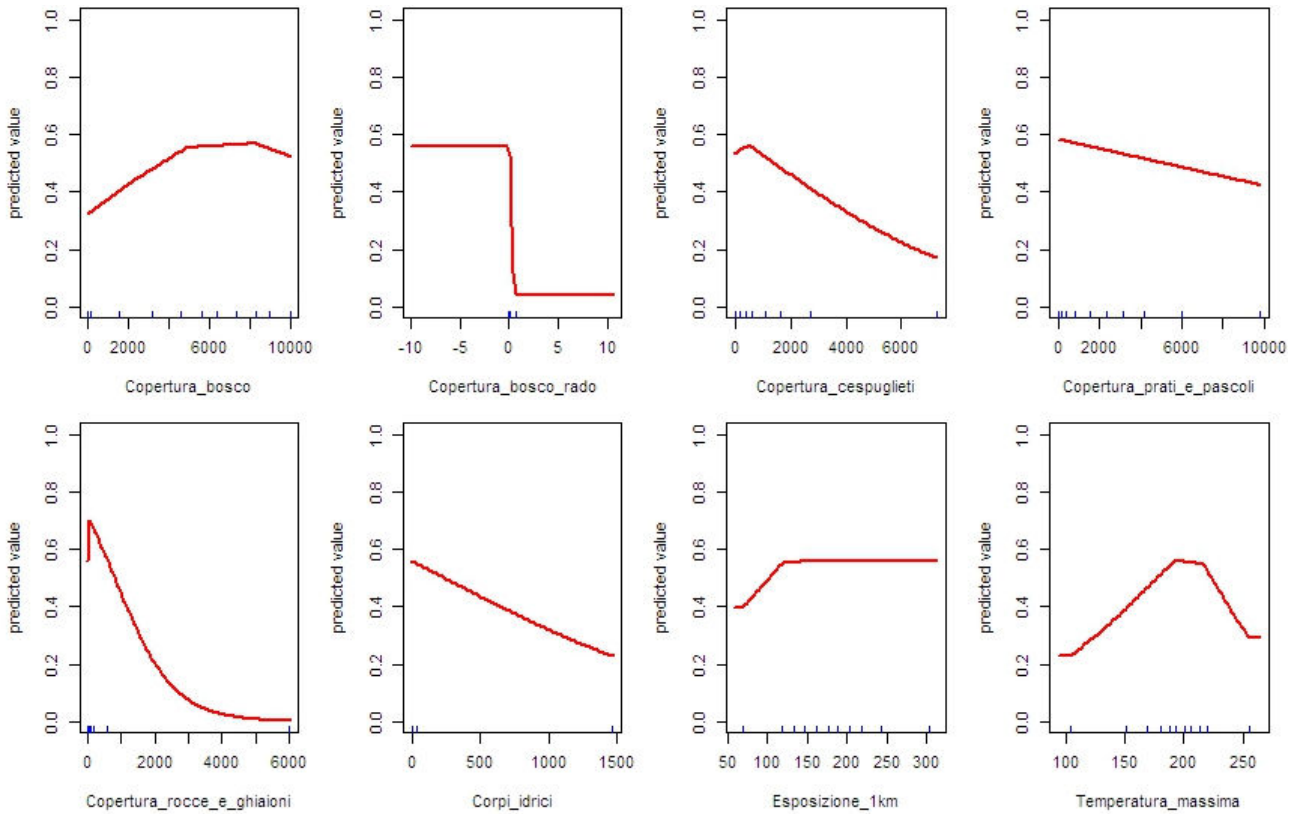


Fig. 5 - Relazioni tra la probabilità di presenza del picchio nero e le variabili eco-geografiche considerate. I valori sull'asse delle x rappresentano la copertura relativa (nel caso delle tipologie di copertura del suolo), i gradi (per l'esposizione) e i °C*10 (per la temperatura massima). / Response curves of environmental variables for black woodpecker. Independent variables are expressed as relative land cover (for land-use type), degrees (for exposition) and °C*10 (for maximum temperature).

Prati e pascoli registra un certo decremento, che comunque si conferma limitato rispetto al contesto trentino, perché la perdita relativa si attesta intorno al 16%. Più consistente e in linea con gli andamenti osservati nelle Prealpi trentine è invece l'evoluzione che ha interessato i boschi radi; la loro superficie è infatti passata dai quasi 12.000 ha degli anni '50 ai 4.580 ha di oggi (-61%).

Come osservato per il territorio del Baldo, anche in questo contesto, la categoria dei *Cespuglieti* ha registrato una variazione minima, diminuendo la propria superficie di poco più di 1.000 ha in settant'anni. Si segnala infine la quasi scomparsa delle superfici coltivate (da circa 1.070 ha del 1954 ai soli 55 ha del presente), la riduzione delle superfici idriche/nevose e l'aumento considerevole delle superfici urbanizzate che, passando da 588 ha a più di 1.800 ha, segnano un incremento relativo del 210%.

Una tappa intermedia: la composizione del paesaggio nel 1973

L'assetto paesaggistico del 1973 (Tabella 5 e Figura 4), disponibile solo per i tre settori trentini, è una rappresentazione efficace di passaggio intermedio tra le due situazioni sopra descritte, che mette in evidenza la gradualità e la linearità del processo di rinaturalizzazione. L'aumento delle superfici boscate è evidente: la zona del Baldo è quella interessata dall'incremento maggiore, poiché la superficie passa da circa 2.150 ha a 2.990 ha (+38%). Seguono quindi Ledro, dove gli ettari di bosco aumentano del 19% e i Lessini dove si passa da 3.127 ha a 3.474 ha (+11%). L'aumento della copertura boschiva si accompagna alla contrazione nell'estensione delle aree aperte, con percentuali differenti nelle tre aree di studio. Il valore massimo si osserva sui monti ledrensi, dove i prati e i pascoli perdono quasi

Tab. 4 - Valori in ettari e percentuali delle principali categorie di copertura del suolo che rappresentative della situazione attuale. La categoria Altro comprende le superfici classificate come Insediamenti, Corpi idrici e Coltivi. / Land uses (number of hectares and relative cover) for present. Bodies of water, cropland and settlements categories are included in Altro.

2012	Baldo		Ledro		Lessini		TOTALE (TN)		Lombardia	
	[ha]	[%]	[ha]	[%]	[ha]	[%]	[ha]	[%]	[ha]	[%]
Bosco	3.916,0	57,7	11.074,9	79,1	4.063,2	71,8	19.054,1	72,0	131.633,0	43,3
Prati e pascoli	2.226,2	32,8	1.827,4	13,0	957,7	16,9	5.011,3	18,9	94.307,0	31,0
Bosco rado	152,9	2,3	268,9	1,9	62,5	1,1	484,3	1,8	4.579,7	1,5
Cespuglieti	318,1	4,7	640,8	4,6	274,9	4,9	1.233,8	4,7	33.287,5	11,0
Rocce e ghiaioni	84,9	1,3	184,5	1,3	292,6	5,2	562,0	2,1	33.963,2	11,2
Altro	88,2	1,3	10,1	0,1	11,3	0,2	109,5	0,4	6.003,4	2,0
TOTALE	6.786,3	100	14.006,6	100	5.662,2	100	26.455,0	100	303.773,8	100

un quarto della loro superficie, passando da 4.076 ha a 3.063 ha. Di poco inferiore è il decremento osservato nella zona dei Lessini, dove le zone aperte di riducono del 21%. Sul Baldo invece, i pascoli passano da circa 3.590 ha a circa 2.930 ha (-19%).

Anche per le tipologie ambientali *Cespuglieti* e *Bosco rado* le variazioni rispetto al 1954 presentano andamento variabile a seconda dell'area considerata: sul Baldo e sui Lessini, le aree ad arbusti diminuiscono del 38% e del 19% rispettivamente, mentre nella zona di Ledro la stessa tipologia ambientale va incontro ad un incremento minimo, passando da 822 ha a 922 ha. Allo stesso modo, varia il *trend* che interessa i boschi radi. L'area ledrense è quella interessata dalla riduzione maggiore: dai 1.100 ha del 1954 si passa ai 501 ha del 1973, così che l'estensione dei boschi radi risulta più che dimezzata. Sulla catena baldense, la contrazione è meno accentuata (-12%), mentre sui Lessini, il bosco rado aumenta sensibilmente, passando da 241 ha a 304 ha. Le superfici interessate da insediamenti aumentano in tutte e tre le aree, con una maggior intensità per il Baldo.

Identificazione dei driver dell'avanzata del bosco

La tabella 6 riporta i valori ottenuti tramite la funzione *glimmPQL*. Delle 14 variabili inizialmente considerate, solo 5 si sono dimostrate significative e tra loro non correlate. Il modello suggerisce che l'abbandono e la perdita di ambienti aperti sia positivamente correlato a pendenza, temperatura media annua e distanza dai fiumi, mentre la distanza dal margine del bosco e la precipitazione media annua presentano una correlazione negativa. Tutte le variabili sono risultate significative (P -value <5%) e tra loro non correlate (Tabella 6). I fattori che presentano il maggior peso all'interno del modello sono dati dalla precipitazione media annua e in misura simile, seppur opposta, la distanza dal margine del bosco e la temperatura media annua. Leggermente inferiore è invece il contributo dato dalla pendenza e dalla distanza dai fiumi. La statistica R^2 , adottata per valutare la capacità predittiva del modello, è risultata uguale a 0.17.

Modelli di idoneità ambientale per il picchio nero

Nonostante il valore dell'AUC non sia risultato eccessivamente elevato (0.65), il valore era simile sia per i *training*, sia per i *testing data*. Il modello di idoneità è risultato quindi piuttosto stabile, offrendo predizioni coerenti con la distribuzione nota e i punti di presenza della specie.

Il modello ha mostrato come le variabili che influenzano maggiormente l'idoneità ambientale per il picchio nero siano legate alla tipologia di copertura del suolo (Tabella 7; Figura 5). In particolare, l'estensione dei boschi ha un effetto positivo sulla presenza di questa specie, che risulta invece influenzata negativamente dalla presenza di radure e vegetazione rada. L'idoneità ambientale diminuisce anche in presenza di aree aperte (prati o pascoli), di zone rocciose e ad arbusti. Seppur con un minimo peso all'interno del modello, negativo è anche l'effetto legato alla presenza di corsi d'acqua e corpi idrici.

L'esposizione non sembra dimostrare particolari effetti sull'idoneità ambientale, fatta eccezione per i valori corrispondenti ai versanti orientati a nord; la temperatura, con un valore di *permutation importance* tra i più elevati, mostra invece come la presenza del picchio sia favorita da condizioni climatiche temperate.

Oggi, l'area idonea al picchio nero risulta essere decisamente più ampia rispetto al passato. L'attuale estensione delle aree di potenziale presenza si aggira sui 555 km², mentre nel 1954 questa superava di poco i 140 km². Le superfici disponibili sono quindi quadruplicate (Figura 6 e Appendice 3).

Discussione

Evoluzione del paesaggio

Sebbene ognuna delle aree considerate si caratterizzi per una propria peculiare evoluzione, il principale processo che interessa il

Tab. 5 - Valori in ettari e percentuali delle principali categorie di copertura del suolo che rappresentative della situazione nel 1973 per il solo territorio trentino. La categoria Altro comprende le superfici classificate come Insediamenti, Corpi idrici e Coltivi. / Land uses (number of hectares and relative cover) for 1973. Bodies of water, cropland and settlements categories are included in Altro. Data available only for Trentino areas.

1973	Baldo		Ledro		Lessini		TOTALE (TN)	
	[ha]	[%]	[ha]	[%]	[ha]	[%]	[ha]	[%]
Bosco	2.986,9	44,1	9.326,7	66,6	3.474,3	61,4	15.787,9	59,7
Prati e pascoli	2.926,1	43,2	3.062,7	21,9	1.289,8	22,8	7.278,6	27,5
Bosco rado	537,9	7,9	501,0	3,6	304,8	5,4	1.343,7	5,1
Cespuglieti	200,2	3,0	922,4	6,6	298,6	5,3	1.421,2	5,4
Rocce e ghiaioni	83,8	1,2	185,3	1,3	290,2	5,1	559,3	2,1
Altro	51,5	0,8	8,5	0,1	4,5	0,1	64,4	0,2
Totale	6.786,3	100	14.006,6	100	5.662,2	100	26.455,1	100

Tab. 6 - Valori dei parametri stimati dalla funzione *glimmPQ*. / Parameters' values as predicted by *glimmPQL* function.

Variabili esplicative	β (coefficiente)	Errore standard	Test t	P-Value
Pendenza	0.112	± 0.036	3.093	0.002
Distanza margine del bosco	-0.177	± 0.065	-2.715	0.007
Distanza dai fiumi	0.121	± 0.050	2.427	0.015
Temperatura media annua	0.169	± 0.063	2.694	0.007
Precipitazione media annua	-0.20	± 0.064	-3.174	0.002



Fig. 6 - Estensione degli habitat idonei alla presenza di picchio nero (*Dryocopus martius*) all'interno dell'area di studio nei due periodi storici considerati: a sinistra il 1954, a destra il presente. / Suitable habitat extension for black woodpecker (*Dryocopus martius*) in past and present period: 1954 on the left and 2012 on the right.

paesaggio nelle aree da noi considerate è quello dell'espansione del bosco a discapito delle aree aperte. Il *trend* osservato è in linea con i risultati ottenuti in altri studi condotti nella catena alpina (Carlson et al. 2014; Orlandi et al. 2016), dove il fenomeno consegue all'abbandono delle attività agricole tradizionali e allo spopolamento delle aree più marginali. L'assetto iniziale nei due contesti è leggermente diverso: rispetto al settore trentino, quello lombardo si caratterizza infatti per una copertura a bosco inferiore, sostituita da zone ad arbusti o prive di vegetazione. Le Prealpi trentine si caratterizzano anche per una maggior disponibilità di boschi ricchi in radure. Per spiegare questa differenza va innanzitutto considerata l'orografia dei territori: rispetto alle Prealpi trentine, il complesso delle Alpi Orobie raggiunge quote maggiori e presenta quindi una maggior estensione di ambienti di alta quota (praterie alpine, arbusteti e zone rocciose), collocati al di sopra del limite della vegetazione. Una differenza questa che si mantiene anche nel paesaggio attuale, in cui le Prealpi lombarde mantengono una copertura boschiva inferiore rispetto a quella del contesto trentino. Per un'analisi dei fattori che ne hanno guidato l'evoluzione si veda il paragrafo seguente.

Interessante è analizzare l'andamento della categoria *Altro*, all'interno della quale ricadono *Coltivi*, *Insedamenti* e i *Corpi idrici*. Per la Lombardia, la percentuale di territorio coperta da queste tipologie ambientali risulta di poco inferiore rispetto al 1954. Un cambiamento minimo, che rispecchia però cambiamenti importanti.

Il dato conferma innanzitutto l'abbandono del sistema agricolo tradizionale, un fenomeno che da tempo accomuna diverse regioni alpine (Flury et al. 2013). Le aree destinate all'agricoltura sono qua-

si scomparse, sostituite invece dalle superfici edificate. Un ulteriore contributo alla riduzione percentuale che si osserva per la categoria *Altro* potrebbe derivare anche dalla componente dei *Corpi idrici*. All'interno di questa categoria ricadono infatti anche le superfici dei ghiacciai perenni, rappresentate soprattutto dai ghiacciai presenti sul gruppo dell'Adamello. La riduzione della loro superficie è oggi ampiamente documentata (Bocchiola & Diolaiuti 2010; Diolaiuti et al. 2012) e gioca probabilmente un ruolo decisivo nel bilancio finale della generica categoria *Altro*.

Considerazioni diverse vanno fatte per il contesto trentino, dove invece la stessa tipologia si presenta in leggero aumento. Qui, anche nel 1954 le superfici coltivate al di sopra dei 1.000 m erano estremamente limitate e le superfici coperte da ghiacciai perenni non erano presenti. L'incremento del grado di antropizzazione, osservato nei tre settori trentini potrebbe essere correlato allo sviluppo degli impianti e delle strutture ricettive connesse allo sviluppo del turismo invernale, da cui sono stati caratterizzati.

Identificazione dei drivers dell'avanzata del bosco

Il modello elaborato nel presente lavoro mostra come, sul lungo periodo, la perdita di aree aperte sia influenzata da una molteplicità di fattori, che agiscono secondo dinamiche di difficile previsione. Il potere predittivo piuttosto basso del modello risente probabilmente dell'elevata eterogeneità spaziale nei fattori che guidano le cause dell'abbandono e della rinaturalizzazione all'interno dell'area di studio.

Diversamente da quanto atteso, il fattore di minor peso nell'influenzare la probabilità di abbandono è stata la pendenza del terreno

Tab. 7 - Valori di Percentage contribution e di Permutation importance per le variabili considerate dal modello di idoneità ambientale. / Percentage contribution and permutation importance for variables considered in the model.

Variabile	Percentage contribution	Permutation importance
Copertura bosco	46,97	16,11
Copertura bosco rado	6,93	6,12
Copertura cespuglieti	6,45	17,02
Copertura prati e pascoli	2,67	3,40
Copertura rocce e ghiaioni	13,40	29,99
Corpi idrici	1,32	1,15
Esposizione	1,80	8,50
Temperatura massima	20,47	17,09

(Tabella 6). Una possibile spiegazione a questo risultato va innanzitutto ricercata nell'arco temporale considerato: 1954-2012. Nei primi stadi di una successione ecologica la pendenza può giocare un ruolo rilevante: ad elevate pendenze corrispondono spesso situazioni di instabilità del suolo, scarsità di nutrienti e questo si traduce in habitat dove la colonizzazione da parte di alberi e arbusti è rallentata, soprattutto nei versanti esposti a sud (Johnson & Miller 2006). Ciò nonostante, per quanto la crescita venga ostacolata da tali condizioni, un periodo di sessant'anni può essere più che sufficiente per assicurare l'insediamento della vegetazione: alcune ricerche hanno dimostrato che la crescita della vegetazione possa persino essere più rapida laddove la pendenza è maggiore (Komac et al. 2011).

Altro aspetto che va considerato, riguarda la diversa natura degli habitat aperti indagati: prati da sfalco, pascoli e praterie alpine. I primi sono habitat semi-naturali, posti a quote inferiori al limite vegetazionale; i restanti invece, si estendono per gran parte al di sopra della linea degli alberi e sono rappresentati in maggioranza da praterie naturali. In letteratura, l'effetto della pendenza risulta più significativo nei contesti rurali di bassa e media montagna, dove ad agire sono in prevalenza fattori di tipo antropico (Pointereau et al. 2008; Haddaway et al. 2014), soprattutto in relazione ai costi di produzione del settore agricolo e zootecnico. Gli studi condotti sul limite della vegetazione mostrano invece come le dinamiche che regolano l'avanzamento siano maggiormente controllate da fattori di tipo climatico e geomorfologico (Leonelli et al. 2011; Hagedorn et al. 2014), anche se il cessare delle attività tradizionali ha sempre una sua importanza. Nel presente studio, la contrazione che ha riguardato prati e pascoli non è stata analizzata separatamente e pertanto, il ruolo della pendenza nel determinare il processo di abbandono potrebbe aver risentito di un certo effetto di diluizione, determinando una stima inferiore del suo ruolo nelle dinamiche di abbandono.

Il fattore "Distanza dal margine del bosco" ha invece confermato le attese, evidenziando una proporzionalità indiretta con la probabilità di perdita di un habitat aperto. L'andamento rispecchia le modalità con cui il bosco colonizza un prato, secondo un andamento centripeto: è evidente che in caso di abbandono le prime aree ad essere intaccate dal bosco siano quelle più prossime all'ecotono.

Diversa è la relazione osservata tra abbandono e distanza da un corso d'acqua: maggiore è la distanza da una fonte idrica e maggiore sarà la probabilità di abbandono. Tale osservazione conferma quanto osservato negli studi condotti su ambienti montani (Gellrich et al. 2007; Corbelle-Rico et al. 2012). La risorsa acqua è indispensabile tanto per le attività agricole quanto per quelle zootecniche e non sorprende che le prime aree ad essere abbandonate siano quelle dove l'approvvigionamento idrico risulta più difficoltoso. In accordo con quanto previsto, la temperatura media annua si dimostra positivamente correlata alla probabilità di perdita di habitat aperti. Tale risultato conferma ulteriormente gli andamenti osservati in molti altri contesti: la temperatura influenza significativamente i processi metabolici delle piante, dall'accumulo di nutrienti all'incorporazione di anidride carbonica. Temperature maggiori si traducono in un'accelerazione dei processi metabolici delle piante, con un più rapido accumulo di biomassa, soprattutto in assenza di risorse limitanti (Luo 2007; McMahon et al. 2010). Un'accelerazione questa, che sembra particolarmente evidente nelle foreste temperate (Fischelli et al. 2014).

Di più difficile interpretazione è la relazione individuata tra abbandono e precipitazione media annua. Il modello prevede che la probabilità di perdere un'area aperta sia inversamente proporzionale alla quantità pioggia/neve caduta. Piogge più abbondanti dovrebbero facilitare la crescita della vegetazione e favorire un eventuale processo di riforestazione (Butt et al. 2014). È anche vero però che piogge più abbondanti si traducono in una produttività maggiore, sia per i prati da fieno (Ludewig et al. 2015; Miao et al. 2015), che possono essere falciati più volte nella stessa estate, sia per i pascoli, dove il nutrimento per il bestiame è più abbondante e di maggiore qualità (Walter et al. 2012). Fattori questi che contribuirebbero

a contrastare l'abbandono e la perdita delle aree aperte. La stessa relazione tra precipitazione media e probabilità di perdita di aree aperte sarebbe giustificata anche in presenza di precipitazioni a carattere nevoso: alle quote superiori infatti, il perdurare della copertura nevosa rallenterebbe infatti l'avanzamento del bosco a favore degli ambienti di pascolo o di praterie alpine (Choler 2015).

Modelli di idoneità ambientale per il picchio nero (Dryocopus martius)

La modellizzazione dell'idoneità ambientale per il picchio nero ci ha permesso di valutare gli effetti dei cambiamenti a livello di paesaggio sulla distribuzione e disponibilità di habitat per una specie tipicamente legata agli ambienti forestali. Come già confermato in larga parte dei casi di letteratura, i cambiamenti nella copertura del suolo sono tra le principali cause dei cambiamenti nella distribuzione e nell'abbondanza delle specie ornamentali (Rüdisser et al. 2015; Regos et al. 2016). In accordo con queste osservazioni, anche la distribuzione del picchio nero è risultata essere influenzata significativamente dalle caratteristiche ambientali del paesaggio.

La copertura del bosco è la tipologia ambientale che riveste il maggior peso all'interno del modello, influenzando positivamente la presenza di picchio nero. Come già rilevato in altri studi condotti in contesti montani, la presenza di questa specie è strettamente connessa alla struttura forestale tipica dei boschi maturi (Fernandez & Azkona 1996; Olano et al. 2015), frequentando sia le formazioni di conifere, dove preferibilmente si alimenta (Bocca et al. 2007), sia quelle di latifoglie, che predilige invece per la nidificazione (Saporetti et al. 2016). In accordo con le esigenze ecologiche della specie, la presenza di aree aperte (prati, pascoli, ma anche radure) e cespuglieti è invece associata negativamente alla disponibilità di habitat idonei. Rispetto a questi ultimi due tipi di ambienti, le zone rocciose e prive di vegetazione influenzano in misura ancora maggiore il modello determinando zone inospitali per il picchio.

L'esposizione dei versanti non sembra avere particolare influenza sulla distribuzione della specie, ad eccezione dei versanti esposti a nord, negativamente associati alla presenza della specie. Questo andamento potrebbe trovare una sua spiegazione anche in relazione al comportamento del picchio nero e i valori di temperatura massima nei mesi estivi. In accordo con il rapporto evidenziato per l'esposizione, il picchio nero sembra prediligere aree a carattere temperato, con valori di temperatura intermedi, coerentemente con quanto rilevato in altri studi (Karimi et al. 2018; Brambilla et al. 2019). Lo stesso risultato trova conferma anche nell'orientamento scelto per l'apertura delle cavità dei nidi, che dimostra come i picchi adattino la struttura del proprio nido in relazione alle caratteristiche climatiche dell'area di distribuzione (Landler et al. 2015).

Conclusioni

Le informazioni ottenute dall'interpretazione delle ortofoto hanno dimostrato come l'elaborazione di questo tipo di dati possa fornire importanti conoscenze in merito alle tendenze che attualmente guidano l'evoluzione del paesaggio. I rapidi mutamenti socioeconomici che hanno caratterizzato il secondo Dopoguerra hanno portato ad un generale abbandono delle attività agro-silvo-pastorali tradizionali della montagna, che si è tradotto in un nuovo assetto paesaggistico, prevalentemente dominato dalla presenza del bosco. In poco più di 60 anni, la superficie coperta da foreste è aumentata del 23% nella porzione trentina dell'area di studio e di quasi il 10% in quella lombarda. La tendenza generale è quindi quella che porta ad un'omogeneizzazione del paesaggio, come già rilevato per altre realtà europee (Sitzia et al. 2010) ed italiane al di fuori delle Alpi (Brambilla et al. 2017). I dati hanno messo in evidenza come il processo di abbandono sia leggermente più accentuato nell'area trentina rispetto a quella lombarda. È questo un risultato rilevante, che segnala come il processo di rinaturalizzazione vada affrontato senza generalizzazioni

e con approcci dedicati ai singoli contesti, aprendo la strada ad analisi più dettagliate e mirate sui singoli territori.

L'analisi dei fattori che hanno influenzato l'abbandono ha confermato quanto atteso, dimostrando come le aree maggiormente interessate dal processo di rimboschimento siano quelle poste in corrispondenza delle pendenze maggiori e di scarsità di risorsa idrica. Anche la temperatura si è dimostrata un fattore significativo, evidenziando possibili connessioni con i cambiamenti climatici oggi in atto.

In un'ottica di gestione ambientale, l'analisi spaziale dei cambiamenti nel paesaggio e lo studio delle forze che ne guidano l'evoluzione rappresenta uno strumento importante, permettendo di pianificare eventuali interventi di conservazione e di dirigere gli sforzi verso quelle aree dove la probabilità di successo sia maggiore e più duratura nel tempo. Il fatto che i luoghi maggiormente interessati dall'abbandono siano quelli posti nelle zone più marginali e più svantaggiate da un punto di vista geografico rivela l'insostenibilità delle attività tradizionali per l'attuale sistema economico e sociale, sottolineando la necessità di strategie politiche ed economiche innovative. Il supporto economico esclusivamente finalizzato al mantenimento delle attività tradizionali si è rivelato poco efficace (Pe'er et al. 2014), rimarcando il bisogno di immaginare nuove interazioni di tipo socio-ecologico, promotrici di uno sviluppo locale sostenibile (de Snoo et al. 2013; Grau et al. 2013). In quest'ottica, sarebbe opportuno integrare i dati fin qui raccolti, considerando tra i fattori che hanno influenzato l'abbandono delle aree aperte anche aspetti di natura economica e sociale, che qui non è stato possibile considerare.

L'indagine che ha riguardato le variazioni nella disponibilità di habitat idonei per il picchio nero (*Dryocopus martius*) dimostra invece le possibili implicazioni dei cambiamenti ambientali sulle specie animali, sottolineando come l'evoluzione del paesaggio vada di pari passo con quella delle comunità biotiche che in esso vivono. Come era prevedibile, il processo di rinaturalizzazione che negli ultimi decenni ha interessato le Prealpi trentine e lombarde ha influenzato positivamente la disponibilità di habitat idoneo per questa specie, traducendosi in una distribuzione potenziale più estesa rispetto al passato, come effettivamente si sta verificando in molti contesti prealpini (Nardelli et al. 2015). Ciò nonostante, come già dimostrato da diverse ricerche (Rolando et al. 2006; Zakkak et al. 2014; Herrando et al. 2016), a fronte di un maggior disponibilità di habitat per le specie tipicamente forestali, quelle legate agli ambienti aperti stanno invece attraversando una fase di declino, talora molto marcato, proprio a causa del processo di ricolonizzazione delle aree aperte da parte di vegetazione arboreo-arbustiva (Brambilla et al. 2010, 2017).

Il presente lavoro ha mostrato pertanto come sia cambiato il paesaggio in queste aree prealpine, quali siano i principali fattori che hanno determinato l'abbandono delle aree aperte e come questo processo abbia potenzialmente importanti ripercussioni sulle specie selvatiche che abitano i settori montani considerati. È quindi importante che a questo studio seguano ulteriori ricerche riguardanti gli effetti dei cambiamenti ambientali su un set più ampio di specie, comprendente in particolare anche specie legate ad ambienti aperti ed ecotonali. Solo attraverso una maggior consapevolezza delle conseguenze dei cambiamenti ambientali sulle diverse componenti della biodiversità sarà possibile gestire in modo bilanciato le diverse necessità di conservazione che contraddistinguono il paesaggio culturale delle Alpi.

Ringraziamenti

Il presente articolo è frutto di una rielaborazione del lavoro di tesi redatto per il conseguimento del Master Interateneo in Gestione e Conservazione dell'Ambiente e della Fauna.

Si ringraziano pertanto il prof. Damiano Preatoni e il prof. Adriano Martinoli, dell'Università degli Studi dell'Insubria per il supporto e i preziosi consigli.

Bibliografia

- Agnoletti M., 2014 - Rural landscape, nature conservation and culture: Some notes on research trends and management approaches from a (southern) European perspective. *Landscape and Urban Planning*, 126: 66–73
- Ambarli D. & Bilgin C. C., 2014 - Effects of landscape, land use and vegetation on bird community composition and diversity in Inner Anatolian steppes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 182: 37–46.
- Bocca M., Carisio L. & Rolando A., 2007 - Habitat use, home ranges and census techniques in the Black Woodpecker *Dryocopus martius* in the Alps. *Ardea*, 95/1: 17–29.
- Bocchiola D. & Diolaiuti G., 2010 - Evidence of climate change within the Adamello Glacier of Italy. *Theoretical and Applied Climatology*. Springer Vienna, 100/3: 351–369.
- Brambilla M., Gustin M., Vitulano S., Falco R., Bergero V., Negri I., Bogliani G. & Celada C., 2017 - Sixty years of habitat decline: impact of land-cover changes in northern Italy on the decreasing ortolan bunting *Emberiza hortulana*. *Regional Environmental Change*. Springer Berlin Heidelberg, 17/2: 323–333.
- Brambilla M., Scridel D., Bazzi G., Iahiane L., Iemma A., Pedrini P., Bassi E., Bionda R., Marchesi L., Genero F., Teufelbauer N., Probst R., Vrezec A., Kmecl P., Mihelić T., Bogliani G., Schmid H., Assandri G., Pontarini R., Braunisch V., Arlettaz R., Chamberlain D., 2019 - Species interactions and climate change: how the disruption of species co-occurrence will impact on an avian forest guild. *Global Change Biology*.
- Brambilla M. & Saporetti F., 2014 - Modelling distribution of habitats required for different uses by the same species: Implications for conservation at the regional scale, *Biological Conservation*. Elsevier, 174: 39–46.
- Brambilla M., Casale F., Bergero V., Bogliani G., Crovetto G. M., Falco R., Roati M. & Negri I., 2010 - Glorious past, uncertain present, bad future? Assessing effects of land-use changes on habitat suitability for a threatened farmland bird species. *Biological Conservation*, 143/11: 2770–2778.
- Burnham K. P., Anderson D. R. & Huyvaert K. P., 2011 - AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. *Behavioral Ecology and Sociobiology*. Springer-Verlag, 65/1: 23–35.
- Butt N., Malhi Y., New M., Macía M. J., Lewis S. L., Lopez-Gonzalez G., Laurance W. F., Laurance S., Luizão R., Andrade A., Baker T. R., Almeida S. & Phillips O. L., 2014 - Shifting dynamics of climate-functional groups in old-growth Amazonian forests. *Plant Ecology and Diversity*. Taylor & Francis, 7/1–2: 267–279.
- Carlson B. Z., Renaud J., Biron P. E. & Choler P., 2014 - Long-term modeling of the forest-grassland ecotone in the French Alps: Implications for land management and conservation, *Ecological Applications*. Ecological Society of America, 24/5: 1213–1225.
- Ceausu S., Hofmann M., Navarro L. M., Carver S., Verburg P. H. & Pereira H. M., 2015 - Mapping opportunities and challenges for rewilding in Europe, *Conservation Biology*, 29/4: 1017–1027.
- Chapron G., Kaczensky P., Linnell J. D. C., von Arx M., Huber D., Andrén H., López-bao J. V. & Adamec M., 2014 - Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. *Science*, 346/6215: 1517–1519.
- Choler P., 2015 - Growth response of temperate mountain grasslands to inter-annual variations in snow cover duration. *Biogeosciences*, 12: 3885–3897.
- Corbelle-Rico E., Crecente-Maseda R. & Santé-Riveira I., 2012 - Multi-scale assessment and spatial modelling of agricultural land abandonment in a European peripheral region: Galicia (Spain), 1956-2004. *Land Use Policy*, 29/3: 493–501.
- Dean C. B., Ugarte M. D. & Militino A. F., 2004 - Penalized quasi-likelihood with spatially correlated data. *Computational Statistics*

- and Data Analysis. North-Holland, 45/2: 235–248.
- Diolaiuti G., Bocchiola D., D'agata C. & Smiraglia C., 2012 - Evidence of climate change impact upon glaciers' recession within the Italian Alps: The case of Lombardy glaciers. *Theoretical and Applied Climatology*. Springer Vienna, 109/3–4: 429–445.
- Elith J., Phillips S. J., Hastie T., Dudík M., Chee Y. E. & Yates C. J., 2011 - A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17/1: 43–57.
- Dormann C. M., McPherson J. B., Araújo M., Bivand R., Bolliger J., Carl G. G., Davies R. Hirzel A., Jetz W., Daniel Kissling W., Kühn I., Ohlemüller R. R., Peres-Neto P., Reineking B., Schröder B. M., Schurr F. & Wilson, R., 2007 - Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography*, 30/5: 609–628.
- Feng W., Sarkar A., Lim C. Y. & Maiti T., 2016 - Variable selection for binary spatial regression: Penalized quasi-likelihood approach. *Biometrics*, 72/4: 1164–1172.
- Fernandez C. & Azkona P., 1996 - Influence of forest structure on the density and distribution of the white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* and black woodpecker *Dryocopus martius* in quincio real (spanish western pyrenees). *Bird Study*, 43/3: 305–313.
- Fick S. E. & Hijmans R. J., 2017 - WorldClim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 15 May.
- Fischer J., Hartel T. & Kuemmerle T., 2012 - Conservation policy in traditional farming landscapes. *Conservation Letters*. Blackwell Publishing Inc, 5/3: 167–175.
- Fisichelli N. A., Frelich L. E. & Reich P. B., 2014 - Temperate tree expansion into adjacent boreal forest patches facilitated by warmer temperatures. *Ecography*, 37/2: 152–161.
- Flury C., Huber R. & Tasser E., 2013 - Future of Mountain Agriculture in the Alps. In *The Future of Mountain Agriculture*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg: 105–126.
- Franklin J., 2010 - *Mapping species distributions. Spatial inference and prediction, Ecology, biodiversity and conservation*.
- Gellrich M., Baur P., Koch B. & Zimmermann N. E., 2007 - Agricultural land abandonment and natural forest re-growth in the Swiss mountains: A spatially explicit economic analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Elsevier, 118/1–4: 93–108.
- Grau R., Kuemmerle T. & Macchi L., 2013 - Beyond “land sparing versus land sharing”: Environmental heterogeneity, globalization and the balance between agricultural production and nature conservation. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. Elsevier: 477–483.
- Gregory R. D. & Strien A. Van, 2010 - Wild Bird Indicators: Using Composite Population Trends of Birds as Measures of Environmental Health. *Ornithological Science*, 9/1: 3–22.
- Haddaway N. R., Styles D. & Pullin A. S., 2014. Environmental impacts of farm land abandonment in high altitude/mountain regions: a systematic map of the evidence. *Environmental Evidence*, 2: 18.
- Hagedorn F., Shiyatov S. G., Mazepa V. S., Devi N. M., Grigor'ev A. A., Bartysh A. A., Fomin V. V., Kapralov D. S., Terent'ev M., Bugman H., Rigling A. & Moiseev P. A., 2014 - Treeline advances along the Urals mountain range - driven by improved winter conditions?, *Global Change Biology*.
- Helmer W., Saavedra D., Sylvén M. & Schepers F., 2015 - Rewilding Europe: A new strategy for an old continent. In *Rewilding European Landscapes*. Cham: Springer International Publishing: 171–190.
- Hernández P. A., Graham C. H., Master L. L. & Albert D. L., 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29/June: 773–785.
- Herrando S., Brotons L., Anton M., Pàramo F., Villero D., Titeux N., Quesada J. & Stefanescu C., 2015. Assessing impacts of land abandonment on Mediterranean biodiversity using indicators based on bird and butterfly monitoring data. *Environmental Conservation*, FirstView: 1–10.
- Herrando S., Brotons L., Anton M., Pàramo F., Villero D., Titeux N., Quesada J. & Stefanescu C., 2016 - Assessing impacts of land abandonment on Mediterranean biodiversity using indicators based on bird and butterfly monitoring data. *Environmental Conservation*, 43/1: 69–78.
- Hovick T. J., Elmore R. D. & Fuhlendorf S. D., 2014 - Structural heterogeneity increases diversity of non-breeding grassland birds. *Ecosphere*. Ecological Society of America: 5/5.
- Johnson D. D. & Miller R. F., 2006 - Structure and development of expanding western juniper woodlands as influenced by two topographic variables. *Forest Ecology and Management*. Elsevier, 229/1–3: 7–15.
- Kamil B., 2015 - MuMIn: Multi-model inference. R package version 1.15.1.. *Version*, 1: 18.
- Karimi S., Moradi H.V., Rezaei H.R., Brambilla M., Ghadimi M., 2018 - Fine-scale habitat use by black woodpecker *Dryocopus martius*: a year-round study in the Hyrcanian forest, Iran. *North. West. Journal of Zoology*. 14: 76–84.
- Keenleyside C. & Tucker G., 2010 - *Farmland abandonment in the EU: an assessment of trends and prospects*.
- Klingbeil B. T. & Willig M. R., 2016 - Matrix composition and landscape heterogeneity structure multiple dimensions of biodiversity in temperate forest birds. *Biodiversity and Conservation*, 25/13: 2687–2708.
- Komac B., Alados C. L. & Camarero J. J., 2011 - Influence of Topography on the Colonization of Subalpine Grasslands by the Thorny Cushion Dwarf *Echinopartum horridum*. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 43/4: 601–611.
- Kottek M., Grieser J., Beck C., Rudolf B. & Rubel F., 2006 - World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15/3: 259–263.
- Landler L., Phillips J. B., Siegel P. B., Hopkins W. A. & Opell B. D., 2015. Spontaneous Directional Preferences in Taxonomically and Ecologically Distinct Organisms: Examining Cues and Underlying Mechanisms.
- Lasanta T., Arnáez J., Pascual N., Ruiz-Flaño P., Errea M. P. & Lana-Renault N., 2015 - Space-time process and drivers of land abandonment in Europe. *Catena*: 810–823.
- Leonelli G., Pelfini M., di Cella U. M. & Garavaglia V., 2011 - Climate warming and the recent treeline shift in the European alps: the role of geomorphological factors in high-altitude sites. *Ambio*. Springer, 40/3: 264–73.
- Ludewig K., Donath T. W., Zelle B., Eckstein R. L., Mosner E., Otte A. & Jensen K., 2015 - Effects of Reduced Summer Precipitation on Productivity and Forage Quality of Floodplain Meadows at the Elbe and the Rhine River. *PLOS ONE*. Edited by B. Li. National Academy Press, 10/5.
- Luo Y., 2007 - Terrestrial Carbon–Cycle Feedback to Climate Warming. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 38/1: 683–712.
- McMahon S. M., Parker G. G. & Miller D. R., 2010 - Evidence for a recent increase in forest growth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107/8: 3611–3615.
- Merckx T. & Pereira H. M., 2015 - Reshaping agri-environmental subsidies: From marginal farming to large-scale rewilding. *Basic and Applied Ecology*: 95–103.
- Miao F., Guo Z., Xue R., Wang X., Shen Y. & Dickhoefer U., 2015 - Effects of Grazing and Precipitation on Herbage Biomass, Herbage Nutritive Value, and Yak Performance in an Alpine Meadow on the Qinghai–Tibetan Plateau. *PLOS ONE*. Edited by C. Cooper. McGraw H, 10/6.
- Monteiro A. T., Fava F., Hiltbrunner E., Della Marianna G. & Bocchi S., 2011 - Assessment of land cover changes and spatial drivers behind loss of permanent meadows in the lowlands of Italian Alps. *Landscape and Urban Planning*, 100/3: 287–294.

- Munroe D. K., van Berkel D. B., Verburg P. H. & Olson J. L., 2013 - Alternative trajectories of land abandonment: Causes, consequences and research challenges. *Current Opinion in Environmental Sustainability*: 471–476.
- Muscarella R., Galante P. J., Soley-Guardia M., Boria R. A., Kass J. M., Uriarte M. & Anderson R. P., 2014 - ENMeval: An R package for conducting spatially independent evaluations and estimating optimal model complexity for Maxent ecological niche models. *Methods in Ecology and Evolution*. Edited by J. McPherson, 5/11: 1198–1205.
- Nakagawa S. & Schielzeth H., 2013 - A general and simple method for obtaining R² from generalized linear mixed-effects models. *Methods in Ecology and Evolution*. Edited by R. B. O'Hara, 4/2:133–142.
- Nardelli R., Andreotti A., Bianchi E., Mattia B., Brecciaroli B., Celada C., Dupré E., Marco G., Longoni V., Pirrello S., Spina F., Volponi S. & Serra L., 2015. *Rapporto sull'applicazione della Direttiva 147/2009/CE in Italia: dimensione, distribuzione e trend delle popolazioni di uccelli (2008 - 2012)*.
- Navarro L. M. & Pereira H. M., 2015 - Rewilding abandoned landscapes in Europe. In *Rewilding European Landscapes*. Springer-Verlag: 3–23.
- Nix H., McMahon J. & Mackenzie D., 1977 - Potential areas of production and the future of pigeon pea and other grain legumes in Australia. In *Wallis, E.S. & Whiteman, P.C. (eds.). The potential for pigeon pea in Australia. Proceedings of Pigeon Pea (Cajanus cajan (L.) Millsp.): 1–12*.
- Nogués-Bravo D., Simberloff D., Rahbek C. & Sanders N. J., 2016. Rewilding is the new Pandora's box in conservation. *Current Biology*. Elsevier, 26/3: R87–R91.
- Olano M., Aierbe T., Benaran H., Hurtado R., Ugarte J., Urruzola A., Vazquez J., Ansorregi F., Galdos A., Ana Fernández-García J. M., 2015 - Black woodpecker *Dryocopus martius* (L., 1758) distribution, abundance, habitat use and breeding performance in a recently colonized region in SW Europe. *Munibe Ciencias*, 63: 49–71.
- Orlandi S., Probo M., Sitzia T., Trentanovi G., Garbarino M., Lombardi G. & Lonati M., 2016 - Environmental and land use determinants of grassland patch diversity in the western and eastern Alps under agro-pastoral abandonment. *Biodiversity and Conservation*, 25/2: 275–293.
- Otero I., Marull J., Tello E., Diana G. L., Pons M., Coll F. & Boada M., 2015 - Land abandonment, landscape, and biodiversity: Questioning the restorative character of the forest transition in the Mediterranean. *Ecology and Society*. The Resilience Alliance, 20/2.
- Papajorgji P. J. & Pinet F., 2012 - *New technologies for constructing complex agricultural and environment systems*. Information Science Reference.
- Pazúr R., Lieskovský J., Feranec J. & Ot'ahel' J., 2014 - Spatial determinants of abandonment of large-scale arable lands and managed grasslands in Slovakia during the periods of post-socialist transition and European Union accession. *Applied Geography*, 54: 118–128.
- Pe'er G., Dicks L. V., Visconti P., Arlettaz R., Baldi A., Benton T. G., Collins S., Dieterich M., Gregory R. D., Hartig F., Henle K., Hobson P. R., Kleijn D., Neumann R. K., Robijns T., Schmidt J., Shwartz A., Sutherland W. J., Turbe A., Wulf F. & Scott A. V., 2014 - EU agricultural reform fails on biodiversity. *Science*. American Association for the Advancement of Science, 344/6188: 1090–1092.
- Pereira H. M. & Navarro L. M., 2015 - *Rewilding European landscapes, Rewilding European Landscapes*. Cham: Springer International Publishing.
- Phillips S., Dudík M. & Schapire R., 2004 - A maximum entropy approach to species distribution modeling. *Proceedings of the Twenty-First International Conference on Machine Learning*. New York, New York, USA: ACM Press: 655–662.
- Pinheiro J., Bates D., DebRoy S., Sarkar D., Heisterkamp S. & Willigen B. Van, 2016 - Linear and Nonlinear Mixed Effects Models [R package nlme version 3.1-128]. Comprehensive R Archive Network (CRAN).
- Pirovano A., Rogantini F., Ulivi M., Zecca G., Zen M., Guidali F., Storch I. & Schroder W., 2002 - The black woodpecker as a focal species in alpine protected areas management. *Réseau Alpin des espaces Protégés*: 134–134.
- Plieninger T., Hui C., Gaertner M. & Huntsinger L., 2014 - The impact of land abandonment on species richness and abundance in the Mediterranean Basin: A meta-analysis. *PLoS ONE*, 9/5.
- Pointereau P., Coulon F., Girard P., Lambotte M., Stuczynsk T., Sanchez Ortega V. & Del Rio A., 2008 - *Analysis of Farmland Abandonment and the Extent and Location of Agricultural Areas that are Actually Abandoned or are in Risk to be Abandoned*.
- Prishchepov A. A., Müller D., Dubinin M., Baumann M. and Radeloff V. C., 2013 - Determinants of agricultural land abandonment in post-Soviet European Russia. *Land Use Policy*, 30/1:873–884.
- Queiroz C., Beilin R., Folke C. & Lindborg R., 2014 - Farmland abandonment: Threat or opportunity for biodiversity conservation? A global review. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12/5: 288–296.
- R Development Core, T. (2012) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, <http://www.R-project.org/>.
- Radosavljevic A. & Anderson R. P., 2014 - Making better Maxent models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. *Journal of Biogeography*. Edited by M. Araújo, 41/4:629–643.
- Regos A., Domínguez J., Gil-Tena A., Brotons L., Ninyerola M. & Pons X., 2016 - Rural abandoned landscapes and bird assemblages: winners and losers in the rewilding of a marginal mountain area (NW Spain). *Regional Environmental Change*, 16/1: 199–211. Rolando A., Dondero F., Ciliento E. & Laiolo P., 2006 - Pastoral practices and bird communities in Gran Paradiso National Park: management implications in the Alps. *Journal of Mountain Ecology*, 8: 21–26.
- Rüdiger J., Walde J., Tasser E., Fröhlich J., Teufelbauer N. & Tappeiner U., 2015 - Biodiversity in cultural landscapes: influence of land use intensity on bird assemblages. *Landscape Ecology*. Springer Netherlands, 30/10: 1851–1863.
- Sanderson F. J., Kucharz M., Jobda M. & Donald P. F., 2013 - Impacts of agricultural intensification and abandonment on farmland birds in Poland following EU accession. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 168: 16–24.
- Saporetti F., Colaone S., Guenzani W. & Zarbo T., 2016 - Nest-site characteristics and breeding biology of the Black Woodpecker in north-western Lombardy, Italy. *Rivista Italiana di Ornitologia*, 86/1: 39.
- Schierhorn F., Müller D., Beringer T., Prishchepov A. V., Kuemmerle T. & Balman A., 2013 - Post-Soviet cropland abandonment and carbon sequestration in European Russia, Ukraine, and Belarus. *Global Biogeochemical Cycles*, 27/4: 1175–1185.
- Siddig A. A. H., Ellison A. M., Ochs A., Villar-Leeman C. & Lau M. K., 2016 - How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in *Ecological Indicators*. *Ecological Indicators*: 223–230.
- Sitzia T., Semenzato P. & Trentanovi G., 2010 - Natural reforestation is changing spatial patterns of rural mountain and hill landscapes: A global overview. *Forest Ecology and Management*: 1354–1362.
- de Snoo G. R., Herzon I., Staats H., Burton R. J. F., Schindler S., van Dijk J., Lokhorst A. M., Bullock J. M., Lobley M., Wrba T., Schwarz G. & Musters C. J. M., 2013. Toward effective nature conservation on farmland: Making farmers matter. *Conservation Letters*. Blackwell Publishing Inc: 66–72.
- Syfert M. M., Joppa L., Smith M. J., Coomes D. A., Bachman S.

- P. & Brummitt N. A., 2014 - Using species distribution models to inform IUCN Red List assessments. *Biological Conservation*, 177: 174–184.
- Venables W. N. & Ripley B. D., 1997 - Statistics Complements to Modern Applied Statistics with S-Plus Second edition.
- Verburg P. H., van Berkel D. B., van Doorn A. M., van Eupen M. & van den Heiligenberg H. A. R. M., 2010 - Trajectories of land use change in Europe: A model-based exploration of rural futures. *Landscape Ecology*, 25/2: 217–232.
- van Vliet J., de Groot H. L. F., Rietveld P. & Verburg P. H., 2015 - Manifestations and underlying drivers of agricultural land use change in Europe. *Landscape and Urban Planning*, 133: 24–36.
- Walter J., Grant K., Beierkuhnlein C., Kreyling J., Weber M. & Jentsch A., 2012 - Increased rainfall variability reduces biomass and forage quality of temperate grassland largely independent of mowing frequency. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Elsevier, 148: 1–10.
- Wisz M. S., Hijmans R. J., Li J., Peterson A. T., Graham C. H., Guisan A., Elith J., Dudík M., Ferrier S., Huettmann F., Leathwick J. R., Lehmann A., Lohmann L., Loiselle B. A., Manion G., Moritz C., Nakamura M., Nakazawa Y., Overton J. M., Phillips S. J., Richardson K. S., Scachetti-Pereira R., Schapire R. E., Soberón J., Williams S. E. & Zimmermann N. E., 2008 - Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions*, 14/5: 763–773.
- Zakkak S., Kakalis E., Radović A., Halley J. M. & Kati V., 2014 - The impact of forest encroachment after agricultural land abandonment on passerine bird communities: The case of Greece. *Journal for Nature Conservation*, 22/2: 157–165.
- Zakkak S., Radovic A., Nikolov S. C., Shumka S., Kakalis L. & Kati V., 2015. Assessing the effect of agricultural land abandonment on bird communities in southern-eastern Europe. *Journal of Environmental Management*, 164: 171–179.
- van der Zanden E. H., Verburg P. H., Schulp C. J. E. & Verkerk P. J., 2017 - Trade-offs of European Agricultural Abandonment. *Land Use Policy*, 62: 290–301.
- Zanten B., Verburg P., Espinosa M., Gomez-Y-Paloma S., Galimberti G., Kantelhardt J., Kapfer M., Lefebvre M., Manrique R., Piorr A., Raggi M., Schaller L., Targetti S., Zasada I., Viaggi D., 2014 - European agricultural landscapes, common agricultural policy and ecosystem services: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34/2: 309–325.
- Zuur A. F., Ieno E. N. & Elphick C. S., 2010 - A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*. Blackwell Publishing Ltd, 1/1: 3–14.
- Zuur A., Ieno E., Walker N., Saveliev A. and Smith G., 2009 - Mixed effects models and extensions in ecology with R. New York: Springer, 574 p

Appendice

Appendice 1 - Descrizione delle tipologie di uso del suolo considerate e delle scelte di raggruppamento adottate per la mappatura DUSAF della Regione Lombardia / Appendix 1 - Description of land use categories considered and clustering choices adopted for DUSAF data. types based on three different temporal maps

Categoria	Descrizione	Categorie DUSAF
Bosco	Boschi a densità media e alta. Formazioni vegetali pure o miste di conifere e latifoglie a densità medio-alta; le piante possono essere governate a ceduo, ad alto fusto, oppure non essere sottoposte ad alcuna tipologia di governo. Rientrano in questa categoria anche le superfici piantate con alberi di specie forestali a rapido accrescimento per la produzione di legno.	3111 - Boschi di latifoglie a densità media e alta 3113 - Formazioni ripariali 3121 - Boschi di conifere a densità media e alta 3131 - Boschi misti a densità media e alta 3132 - Rimboschimenti recenti 2242 - Altre legnose agrarie
Prati e pascoli	Aree con presenza di vegetazione prevalentemente di tipo erbaceo, poste generalmente al di sopra del limite della vegetazione o mantenute per mezzo del pascolamento. Sono qui compresi anche i prati permanenti e i prati umidi, dove la vegetazione erbacea può essere temporaneamente saturata da acqua stagnante.	134 - Aree degradate non utilizzate e non vegetate 231 - Prati permanenti in assenza di specie arboree e arbustive 321 - Praterie naturali d'alta quota 333 - Vegetazione rada 411 - Vegetazione delle aree umide interne e delle torbiere 1412 - Aree verdi incolte
Bosco rado	Vegetazione con alberi sparsi e ricca di radure. Si tratta di formazioni che possono derivare dal diradamento del bosco o da una rinnovazione dello stesso per ricolonizzazione di aree non forestali. Rientrano in questa categoria anche le zone coltivate a castagneto.	3112 - Boschi di latifoglie a densità bassa 3114 - Castagneti da frutto 3122 - Boschi di conifere a densità bassa 3132 - Boschi misti a densità bassa
Cespuglieti	Formazioni vegetali basse e chiuse, composte principalmente da cespugli, arbusti e piante erbacee. Comprende la vegetazione arbustiva posta lungo i greti e quella in crescita nei terreni abbandonati.	322 - Cespuglieti e arbusteti 324 - Aree in evoluzione
Coltivi	Superfici coltivate, regolarmente arate e generalmente sottoposte a un sistema di rotazione. Le aree comprendono: colture orticole, impianti per la produzione di piante medicinali e aromatiche. Data l'esigua estensione, sono state qui inclusi anche i vigneti, gli oliveti e i frutteti.	211 - Seminativi semplici 221 - Vigneti 222 - Frutteti e frutti minori 223 - Oliveti
Rocce e ghiaioni	Accumuli di detriti costituiti da materiale litoide frammentato e affioramenti rocciosi in cui la vegetazione pioniera è rada o del tutto assente; nella stessa categoria rientrano le aree prive di vegetazione poste in corrispondenza dei principali corsi d'acqua.	131 - Cave 331 - Spiagge, dune e alvei ghiaiosi 332 - Accumuli detritici e affioramenti litoidi privi di vegetazione
Corpi idrici	Corsi d'acqua e bacini idrici di origine naturale o artificiale.	511 - Alvei fluviali e corsi d'acqua artificiali 512 - Bacini idrici
Insedimenti	Aree a copertura artificiale, caratterizzate dalla presenza di edifici e reti stradali. Alla stessa categoria appartengono tutte le superfici interessate dall'esistenza di impianti industriali, artigianali, commerciali, di servizi pubblici e privati, nonché gli insediamenti produttivi agricoli.	111 - Tessuto urbano continuo 112 - Tessuto urbano discontinuo 121 - Zone produttive e grandi impianti di servizi pubblici e privati 122 - Reti stradali, ferroviarie e spazi accessori 124 - Aeroporti ed eliporti 133 - Cantieri 142 - Aree sportive e ricreative 1411 - Parchi e giardini

Appendice 2 - Codice R per analisi *drivers* trasformazioni del paesaggio / **Appendix 2** - R scripts for the analysis about the drivers of landscape change

```
library(MASS)
library(nlme)
library(MuMIn)
library(car)
library(lme4)

database<-read.table("database_chiara.txt", sep=';', header=T,
stringsAsFactors = F, dec=".")
attach(database)

database[,4:dim(database)[2]]<-sapply(database[,4:dim(database)
[2]], function(x) scale(x) )
colnames(database)[4:dim(database)[2]]<-paste('sc.',gsub('_',',',to-
lower(colnames(database)[4:length(colnames(database))])),sep="")

#database$sc.quota=scale(database$Quota)
#database$sc.dev.sud=scale(database$Dev_sud)
#database$sc.esposizione=scale(database$Esposizione)
#database$sc.pendenza=scale(database$Pendenza)
#database$sc.asperita=scale(database$Asperita)
#database$sc.dist.bosco=scale(database$Dist_bosco)
#database$sc.dist.bosrad=scale(database$Dist_bosrad)
#database$sc.dist.settl=scale(database$Dist_settl)
#database$sc.dist.cesp=scale(database$Dist_cesp)
#database$sc.dist.fiumi=scale(database$Dist_fiumi)
#database$sc.ph=scale(database$ph)
#database$sc.mean_prec=scale(database$Mean_prec)
#database$sc.tmax=scale(database$tmax)
#database$sc.tmin=scale(database$tmin)
#database$sc.Tmean=scale(database$Tmean)
```

#TOPOGRAFIA

```
modello.topografico=glmmPQL(Var.resp~sc.quota,correlation=cor-
Gaus(form=~X+Y), random = ~ 1 | finto, data=database, family=
binomial)
modello.topografico=glmmPQL(Var.resp~sc.quota+sc.pendenza+
sc.dev.sud+sc.asperita+sc.esposizione, correlation=corGaus(form=
~X+Y), random = ~ 1 | finto, data=database, family= binomial)
vif(modello.topografico)
```

```
summary(modello.topografico)
plot(residuals(modello.topografico))
plot(modello.topografico)
hist(residuals(modello.topografico))
r.squaredGLMM(modello.topografico)
```

#PAESAGGIO

```
modello.paesaggio=glmmPQL(Var.resp~sc.dist.bosco+sc.ph+
sc.dist.bosrad+sc.dist.settl+sc.dist.cesp+sc.dist.fiumi, correla-
tion=corGaus(form=~X+Y), random = ~ 1 | finto, data=database,
family= binomial)
vif(modello.paesaggio)
```

```
summary(modello.paesaggio)
plot(residuals(modello.paesaggio))
plot(modello.paesaggio)
hist(residuals(modello.paesaggio))
r.squaredGLMM(modello.paesaggio)
```

#CLIMA

```
modello.clima=glmmPQL(Var.resp~sc.Tmean+sc.tmin+sc.tmax+sc.
mean_prec, correlation=corGaus(form=~X+Y), random = ~ 1 | finto,
data=database, family= binomial)
```

```
summary(modello.clima)
plot(residuals(modello.clima))
plot(modello.clima)
hist(residuals(modello.clima))
r.squaredGLMM(modello.clima)
```

#SINTESI

```
modello.sintesi=glmmPQL(Var.resp~sc.dist.bosco+sc.dist.fiumi+sc.
quota+sc.pendenza+sc.tmean+sc.mean_prec, correlation=corGaus(form=
~X+Y), random = ~ 1 | finto, data=database, family= bino-
mial)
```

```
summary(modello.sintesi)
plot(residuals(modello.sintesi))
plot(modello.sintesi)
hist(residuals(modello.sintesi))
r.squaredGLMM(modello.sintesi)
vif(modello.sintesi)
```

Appendice 3 - Mappe di idoneità ambientale per il picchio nero (*Dryocopus martius*) / **Appendix 3** - Maps of environmental suitability for Black Woodpecker

