



Universidad Autónoma de Tlaxcala

**Distribución geográfica y ecológica del
Chivizcoyo *Dendrotyx barbatus* y efectos en su
conservación**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

P r e s e n t a

Biol. Claudio Mota Vargas

Director y Co-director

Dra. Citlalli Castillo Guevara

Dr. Octavio R. Rojas Soto

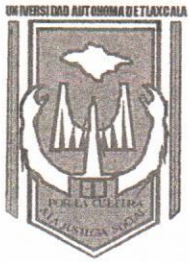
Tlaxcala, Tlax.

Posgrado CTBC



Septiembre, 2011

Maestría en
Ciencias Biológicas



Universidad Autónoma de Tlaxcala
Posgrado del Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta




Maestría en Ciencias Biológicas

COORDINACIÓN DE LA MAESTRÍA
CENTRO TLAXCALA DE BIOLOGÍA DE LA CONDUCTA
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE TLAXCALA
PRESENTE

Los abajo firmantes, miembros del jurado evaluador del Proyecto de tesis que Claudio Mota Vargas realiza para la obtención del grado de Maestro en Ciencias Biológicas, expresamos que, habiendo revisado la versión final del documento de tesis, damos la aprobación para que ésta sea impresa y defendida en el examen correspondiente. El título que llevará es "Distribución geográfica y ecológica del *Chivizcoyo Dendrotyx barbatus* y efectos en su conservación".


Sin otro particular, aprovechamos para enviarle un cordial saludo.


ATENTAMENTE
TLAXCALA, TLAX., AGOSTO 31 DE 2011


DR. OCTAVIO RAFAEL ROJAS SOTO


DRA. CITLALLI CASTILLO GUEVARA


DR. CARLOS ALBERTO LARA RODRÍGUEZ


DRA. CLAUDIA BALLESTEROS BARRERA


DR. AMANDO BAUTISTA ORTEGA


DR. MARTÍN ALEJANDRO SERRANO MENESES



Sistema Institucional de Gestión de la Calidad Certificado Bajo la Norma:
ISO 9001:2000-NMX-CC-9001-IMNC-2000



Agradecimientos

Al Posgrado del Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta, Universidad Autónoma de Tlaxcala.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología CONACYT

Al Instituto de Ecología A.C. Xalapa.

Al Programa de Movilidad Estudiantil ECOES

Al comité y miembros del jurado evaluador Carlos Lara, Claudia Ballesteros, Amando Bautista y Martin Serrano.

A Eduardo Pineda, Adriana Sandoval, Antonio Maruri, Antonio Guillén, Claudia Gallardo y Pedro Mota quienes me apoyaron durante las salidas al campo. Adolfo Navarro, Sergio Aguilar y Cesar Rios quienes facilitaron información y aportaron valiosos comentarios a este trabajo.

A todos los profesores que han contribuido en mi formación.

A familiares, amigos y guías en campo que hicieron posible este trabajo.

RESUMEN

La delimitación de las áreas de distribución de las especies tiene implicaciones fundamentales en el conocimiento de la biodiversidad y es determinante en la toma de decisiones para la conservación. Un ejemplo, es el caso del Chivizcoyo (*Dendrortyx barbatus*), una especie endémica a los bosques templados de la Sierra Madre Oriental (SMO) en México; ya que a partir de la obtención de nuevos registros que sugirieron una mayor extensión en el área de su distribución, se tomó la decisión de removerla de la categoría de riesgo de “peligro de extinción” a la categoría menor de “Vulnerable” (IUCN 2000). Por otro lado, la normatividad Mexicana que enlista a las especies bajo alguna categoría de riesgo (NOM-ECOL-059; SEMARNAT 2001, 2011) la considera “en peligro de extinción”. Con el objetivo hacer una descripción geográfica y ambiental del área de distribución del Chivizcoyo para contribuir en posteriores estrategias de conservación de esta perdiz, primero se evaluaron cinco de los métodos utilizados para la delimitación de las áreas de distribución (polígono mínimo convexo, areográfico, cartográfico, “mano alzada” y modelado de nicho ecológico -MNE-) usando al Chivizcoyo como sistema de estudio. El método que mejor describió el área de distribución de la especie, en términos de extensión de área y predicción de puntos de registros fue el MNE. Un segundo aspecto de evaluación fue determinar la distribución geográfica y ecológica de esta especie, tomando como base el área predicha por un primer ejercicio de modelado, se programaron salidas al campo para corroborar su presencia y buscar nuevas localidades de registro. Con los registros históricos sumados a los obtenidos en campo, se elaboró un segundo ejercicio de modelado, donde se encontró que su distribución geográfica comprende la SMO, desde el noreste del estado de Querétaro en la frontera con San Luis Potosí, hasta el Río Santo Domingo en Oaxaca. Con base en un análisis de componentes principales se determinó que las variables climáticas que mejor explican su distribución fueron la precipitación media anual y la altitud, lo cual coincide principalmente con la distribución de los bosques mesófilos de montaña, aunque también se encuentra en los bosques de pino-encino y selva mediana subperennifolia. Los resultados obtenidos sugieren que la especie no amerita estar dentro de la categoría “en peligro de extinción” como lo propone la NOM-ECOL-059 y proponemos una redefinición del área de distribución propuesta por la IUCN (2000).

ÍNDICE

	Pág.
1. INTRODUCCIÓN GENERAL.....	1
2. OBJETIVOS.....	3
3. CAPÍTULO 1..... THE IMPORTANCE OF DEFINING THE GEOGRAPHIC DISTRIBUTION OF SPECIES FOR CONSERVATION: THE CASE OF THE BEARDED WOOD PARTRIDGE	4
4. CAPÍTULO 2..... ANÁLISIS GEOGRÁFICO Y ECOLÓGICO DEL CHIVIZCOYO (<i>Dendrortyx</i> <i>barbatus</i>): IMPLICACIONES EN SU ESTADO DE CONSERVACIÓN	13
5. DISCUSIÓN GENERAL.....	32
6. CONCLUSION GENERAL.....	33
7. PERSPECTIVAS.....	34
8. REFERENCIAS.....	35

1 INTRODUCCIÓN GENERAL

Delimitar el área de distribución de una especie depende de diversos factores, algunos inherentes a la biología de los organismos como los son las condiciones abióticas y bióticas en las que la especie puede sobrevivir, o su capacidad de dispersión y evolución para adaptarse a nuevas condiciones (Soberón y Peterson 2005). Pero además existen otros factores que son independientes al objeto de estudio, como el grado de conocimiento en torno a la especie y las técnicas que sean utilizadas para llevar a cabo la delimitación de su área de distribución (Rapoport 1975). Es importante delimitar la distribución de las especies de una forma adecuada ya que tiene implicaciones fundamentales en su conservación. Este es el caso del Chivizcoyo (*Dendrotyx barbatus*), una especie endémica a los bosques templados de la Sierra Madre Oriental (SMO) en México, y que debido a sus características de conducta evasiva, ha causado controversia con respecto a su estatus de conservación a lo largo de su historia de conocimiento, generándose diferentes propuestas (Collar et al. 1992, Howell y Webb 1995, IUCN 2000, Eitnieart et al. 2008). La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN 2009) consideró a esta especie en 1988 como “Amenazada”, para 1994 modificó su estatus a “En peligro de extinción” y a partir del año 2000 la consideró como “Vulnerable”. Por otro lado la normatividad Mexicana (NOM-ECOL-059; SEMARNAT 2001, 2011) la considera actualmente como “En peligro de extinción”. Ciertamente existen diferentes criterios considerados para el establecimiento de las categorías de riesgo; sin embargo, las modificaciones recientes por la IUCN, se basan principalmente en la extensión de su área de distribución, que se ha visto modificada por la obtención de nuevas localidades de registro en los últimos años.

Con el objetivo de esclarecer la controversia existente sobre el área de distribución del Chivizcoyo y las fuertes implicaciones que esto conlleva para la asignación de su estatus de riesgo y la aplicación de estrategias de conservación; en el primer capítulo de este trabajo se hizo un análisis comparativo entre los diferentes métodos existentes para delimitar las áreas de distribución de las especies (polígono mínimo convexo, areográfico, cartográfico, “mano alzada” y modelado de nicho ecológico (MNE), usando al Chivizcoyo como sistema de estudio. El método que aportó los mejores resultados fue el MNE.

A partir de este primer análisis, en el segundo capítulo se analizó la distribución geográfica y ecológica de la especie usando el modelado de nicho ecológico como método de delimitación. Primero, mediante un primer ejercicio de modelado, se eligieron áreas para la corroboración de presencia y búsqueda y así actualizar la información, para que posteriormente, mediante un segundo ejercicio de modelado, poder delimitar la distribución geográfica y ecológica de la especie. El establecimiento de los límites geográficos y ecológicos del Chivizcoyo sugiere una necesaria reevaluación del estatus de riesgo propuesto por la NOM-ECOL-059 y una redefinición del área de distribución considerada por la IUCN.

2 OBJETIVOS

Objetivo general

Describir del área de distribución geográfica y ambiental del Chivizcoyo *Dendrortyx barbatus* e implicaciones en su conservación.

Objetivos particulares

- 1.- Comparar diferentes métodos que se han utilizado para delimitar el área de distribución de especies.
2. - Describir los patrones de distribución geográfico y ambiental del Chivizcoyo (*Dendrortyx barbatus*).

3 **CAPÍTULO 1**

**THE IMPORTANCE OF DEFINING THE GEOGRAPHIC DISTRIBUTION OF SPECIES
FOR CONSERVATION: THE CASE OF THE BEARDED WOOD PARTRIDGE**

(Aceptado en Journal for Nature Conservation)



Contents lists available at ScienceDirect

Journal for Nature Conservation

journal homepage: www.elsevier.de/jnc



The importance of defining the geographic distribution of species for conservation: The case of the Bearded Wood-Partridge

Claudio Mota Vargas^a, Octavio R. Rojas-Soto^{b,*}

^a Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta, Universidad Autónoma de Tlaxcala, Carretera Tlaxcala-Puebla km. 1.5 Col. Xicoténcatl, Tlaxcala, Tlaxcala 90070, Mexico

^b Red de Biología Evolutiva, Instituto de Ecología, A.C., km. 2.5 carretera antigua a Coatepec 351, Congregación El Haya, Xalapa, Veracruz 91070, Mexico

ARTICLE INFO

Article history:
Received 4 March 2011
Received in revised form 5 July 2011
Accepted 6 July 2011

Keywords:
Average propinquity
Cartographic
Conservation
Dendrortyx barbatus
Distribution area
Ecological niche modeling
Free hand
Minimum convex polygon

ABSTRACT

Delimitation of the distribution areas of species has fundamental implications for the understanding of biodiversity and for decision-making in conservation. This is illustrated by the case of the Bearded Wood-Partridge (*Dendrortyx barbatus*), which is endemic to Mexico and was classified as threatened by the IUCN. Recently the discovery of this species in new locations caused an increase in the known distribution area whereupon it was reclassified in a lower risk category. In our study, delimitation and comparison of the Bearded Wood-Partridge distribution area is carried out utilizing five different methods: minimum convex polygon, areographic, cartographic, ecological niche modeling and "free hand". A number of locality records are also used to demonstrate the chronological order of appearance. The results show that the size and shape of the distribution area of this species vary depending on the number of records and on their spatial and environmental location, as well as on the particular delimitation method used. However, ecological niche modeling provides the best results in terms of spatial and numerical sensitivity as well as lower values of omission and a moderate extent of predicted areas. We suggest that decisions related to species conservation (categories of risk, areas of endemism, etc.), particularly those species of high geographical restriction, should be contingent on the formalized delimitation of distribution areas based on ecological niche modeling methods.

© 2011 Published by Elsevier GmbH.

Introduction

Species distribution area delimitation is a fundamental task with important implications for the understanding of biodiversity and conservation (Lamoureux et al. 2006; Myers et al. 2000). For example, when sites are chosen for establishing reserves and protected areas of biodiversity, it is commonly based on areas identified as having high concentrations of species richness and endemism (Arizmendi & Márquez-Valdelamar 2000; Birdlife International 2000; Lamoureux et al. 2006; Noss 2004; Peterson & Navarro 1999; Stattersfield et al. 1998). The restriction of distribution area size is one of the basic criteria for the establishment and allocation of risk categories to species, both in national protection lists (e.g., Aldama et al. 2007; De Grammont & Cuarón 2006; Lombard et al. 1999; SEMARNAT 2006) and in those of treaties and international conventions (Birdlife International 2000; IUCN 2009). However, the determination of species distribution area is a complex task involving various theoretical aspects and perspectives of different scales that further complicate empirical application. This has led to lim-

itations in the understanding and establishment of strategies for biodiversity conservation.

A key theoretical aspect is the concept of distribution area; according to Krebs (2001), the concepts of distribution and abundance are closely related, i.e., the abundance of an organism in its distribution area must always be greater than zero and the distribution area limit will be equal to the contour line where abundance is equal to zero. Espinosa and Llorente (1993) make a distinction between ecological and geographical distribution, and define the former as the behavior of a population parameter along an environmental gradient, be it a gradient of conditions (temperature, pH, salinity, etc.) or of resources (availability of food, shelter, breeding sites, etc.). They define geographical distribution as the set of locations where a species or taxon experiences a delimitation of the area occupied by its members. Zunino and Zullini (2003) define the distribution area of a species as the fraction of the geographical area where that species is present and can interact in a non-ephemeral manner with the ecosystem, while Soberón (2007) defines the distribution area as a collection of points or quadrants, within a geographical area in which the current or potential presence of individuals of a species can be detected.

Although there are a variety of definitions, a general agreement has not yet been reached, which would allow a standardization of criteria for the delimitation of areas of distribution. However,

* Corresponding author. Tel.: +52 228 8 41 18; fax: +52 228 218 78 09. E-mail address: octavio.rojas@inecol.edu.mx (O.R. Rojas-Soto).

in general, most of these definitions could be combined to form a complementary and comprehensive concept of distribution area. The contribution of Krebs (2001), for example, is based on the presence (abundance greater than zero) or absence (abundance equal to zero) of a species within an area; Espinosa and Llorente (1993) have suggested the inclusion of environmental variables; Zunino and Zullini (2003) included interactions with the ecosystem; Soberón (2007) proposes that potential detectable space of species presence be taken into account. Based on an integration of these different contributions, we could define a distribution area as the space where the ecological conditions actually, or potentially, favor in varying degrees (abundance) the non-ephemeral interactions of individual creatures of a given species. While this definition is inclusive in theory, one must recognize it is impossible to know all the variables that affect a single living being in any given species, hence the delimitation of its distribution area, although significant progress can be made in this regard.

A second key aspect is the delimitation of distribution areas in practice, since it is possible to accept and agree on a definition or concept, and yet be unable to delimit it empirically. Distribution areas are normally recorded and represented by some form of cartographic delimitation in relation to the group of known sites of occurrence of the species, i.e., locality records. This is commonly carried out without criteria. In spite of the difficulties involved in the delimitation of distribution areas, there still exists a variety of methods to achieve this objective. Proposed methods include the minimum convex polygon, areographic, cartographic, "free hand" (Rapoport 1975) and, more recently, the use of different algorithms to delimit the geographical distribution of a species from the modeling of its ecological niche (e.g., Elith et al. 2006; Peterson & Navarro 1999).

In this study, we have considered the case of the Bearded Wood-Partridge (*Dendrortyx barbatus*; Birds: Odontophoridae), a bird endemic to the Sierra Madre Oriental in Mexico. The secretive nature of the species has led to a lack of adequate knowledge of their natural history, with the existence of discrepancies in relation to its distribution area. However, its risk category was recently modified, reducing its classification from in danger of extinction to vulnerable (IUCN 2009) based on the discovery of new locality records which geographically extended its previously known distribution area (IUCN 2009). It is necessary to first include an analysis of the criteria and methodology that were used in amending the species' risk category. Recording new localities of a species presence does not necessarily imply an extension of its distribution area, as this is dependent upon both the method used in the delimitation of the area, as well as the number and spatial and environmental location of the new locality recordings.

In this study, a description and analysis of the distribution of the Bearded Wood-Partridge is carried out. Taken into consideration is the accumulation of historic locality records over time, based on five methods of delimitation, with the objective of comparing and discussing the implications of these methods for the conservation of this and other species.

Methods

A database was developed, containing all available historical records of the species *D. barbatus*, based on various sources of information: (1) Global Biodiversity Information Facility (GBIF www.gbif.org, 83 records), (2) World Information Network on Biodiversity (REMIB, for its Spanish acronym <http://www.conabio.gob.mx>; 22 records), (3) specialized literature (Aguilar 2000, 2003; Collar et al. 1992; Davis 1952; Eitniear et al. 2000, 2001; Lowery & Newman 1951; Martínez-Morales 2007; Rojas-Soto et al. 2001; Villa-Bonilla et al. 2008; 39 records), (4)

data from the Atlas of the Birds of Mexico (Navarro et al. 2003; 47 records), (5) personal observations (Mota-Vargas 2008; 8 records).

If locality records were repeated by two or more sources of information, the most recent data were discounted, as these were duplicates of the analysis of the historical accumulation of locality records. Three dubious and/or ambiguous localities (i.e., lacking accurate location data or with dubious geographical coordinates which could not be verified) were omitted. The geo-references (latitude-longitude) of all registration sites were obtained with the help of gazetteers, 1:50,000 maps from INEGI (1992) and, in some cases, Google Earth (<http://earth.google.es/>). A total of 41 unique records were obtained (Appendix 1) and used to perform the analysis utilizing the following five methods:

- 1) Minimum Convex Polygon: locality records are placed on a map and a polygon is formed connecting the outermost and innermost localities, such that all the localities are located within this polygon (Rapoport 1975).
- 2) Areographic: the distance between the closest locality records are measured and the average or standard deviation of these distances is calculated. Depending on the spatial distribution, one of these two values is used as the value of the radius of a circle drawn around each location point (Rapoport 1975). For the purposes of this study, standard deviation is considered as corresponding to the radius.
- 3) Cartographic: a grid of arbitrary dimensions, dependent on the spatial distribution of the locality records, is superimposed over a map of the study area and the locality records placed on the grid. The distribution area then corresponds to each grid quadrant in which there is at least one such point (Rapoport 1975). In this study, the grid unit is one quarter of a degree (900 pixels).
- 4) Ecological Niche Modeling (ENM): the potential distribution of the species is obtained from locality records and environmental variables and then the application of an algorithm to generate potential distributions (e.g., Peterson 2001). Although a wide variety of such algorithms is currently available (Elith et al. 2006), the two most commonly used are MAXENT (Phillips et al. 2006) and the Genetic Algorithm for Rule-set Production (GARP; Stockwell & Peters 1999). MAXENT achieves better predictive success rates, particularly with small sample sizes, (Pearson et al. 2006) but shows a relative inability to predict in other time-situations and broad non-sampled regions. These are conditions under which GARP performs relatively better (Peterson et al. 2007). However, some authors have suggested that the differences between these algorithms should not be a cause for concern as they do not differ significantly (Peterson & Nyári 2008; Tsoar et al. 2007; Warren et al. 2008). In this study, we use GARP which is an evolutionary computing algorithm that has been extensively tested for predictions of the geographic distributions of species (Anderson et al. 2002; Martínez-Meyer et al. 2006; Peterson 2001; Rojas-Soto et al. 2008). We use 22 variables, 19 of which are bioclimatic and obtained from the Worldclim project (Hijmans et al. 2005) and the remaining three are topographic variables from the Hydro 1K Project (USGS 2001) (Appendix 2).
- 5) Free Hand: as with the minimum convex polygon method, locality records are placed on a map and a polygon drawn; but in this case, the polygon is drawn "free hand" in order to include all sites. With this method, lines are not drawn from one point to another, but instead they pass either close to, or distant from, the locality records at the discretion of the author. Following specific criteria, areas can also be added or omitted, for example, to include the interruption or continuity of habitat required by a particular species (Rapoport 1975). Due to the fact that this method is highly subjective and difficult to repeat, the present

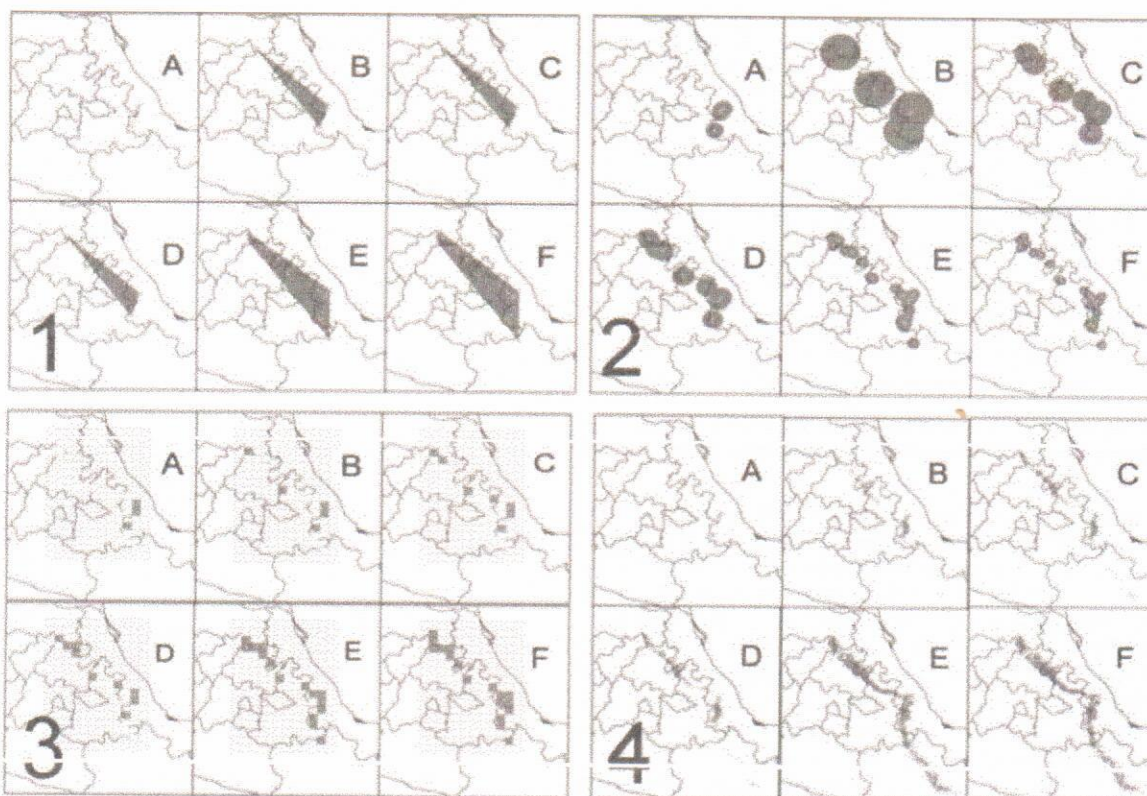


Fig. 1. Distribution maps based on four methods of description: (1) minimum convex polygon, (2) areographic, (3) cartographic, and (4) ecological niche modeling (ENM). In all cases, the letters correspond to the distribution area calculated with the records obtained for the years: (A) 1893, (B) 1947, (C) 1958, (D) 1986, (E) 1999, and (F) 2007.

study utilizes the polygon drawn by Howell and Webb (1995) for the species of interest.

Representations of the distribution area and cartographic analysis of all methods were performed in a Geographic Information System (GIS) Arc View 3.2 (ESRI 1999). The basic units of analysis for measuring the size of the areas were pixels in the raster format at a resolution of 0.0083 (~1 km²).

Evaluation of the different methods was based on their tendency to incur in omission errors and the extent of the predicted areas. The capability of any method, in relation to delimitation of an area, can be evaluated using only a fraction of the total number of locality records of a species to obtain its distribution area. Using the omitted locations, it is then possible to measure the number of locations not predicted (omission) and the extent of the predicted area. A satisfactory approach would be one that provides distributions with low levels of omission and moderate extents of predicted areas; small areas imply low predictive capacity and would cause over-adjustment, i.e., non-extrapolative predictions, and large areas would cause over-prediction, i.e., high extrapolative predictions.

From at least four records, dated from the year 1883, distribution areas were obtained using all methods. The only exception was the free hand method, which was solely used in delimitation to compare with other methods used in the 14 records accumulated in the year 1994. As the total number of records has increased over time, we estimated the levels of omission and the extent of the predicted areas (Table 1). Due to the quantity of maps generated, we have presented only a selection from 1893 to 2007 to illustrate the differences in the results produced by each method over such an extended time period (Fig. 1). We graphed the percentage of predicted localities (100% = 41) by method and different numbers of locality records (Fig. 2). We also created a graph of the

estimated extent of area using method and consideration of the different number of locality records (Fig. 3).

Finally, in order to eliminate potential bias due to the timing and location of data collection, 50% (21) of the locality records were randomly selected regardless of original date, and species distribution area was estimated based on each of the four methods using these records only; the remaining 50% (20 entries) were then used to evaluate how accurately each of the four methods predicted the actual distribution area.

Results

The distribution area of the Bearded Wood-Partridge varied in shape and size depending on the number of locality records, their position, and the delimitation method used (Fig. 1 and Table 1).

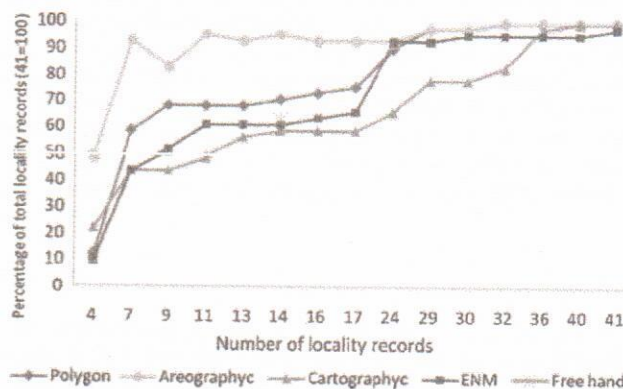


Fig. 2. Predicted percentage of the total locality records (100% = 41) from the distribution areas generated with different numbers of locality records over time.

Table 1
Areas calculated based on the number of pixels from each of the four methods, considering the year of registration of new locality records. The letters of the first column correspond to those used for the description of the areas in Fig. 1. The last line describes the results obtained by the analysis of a random 50% of the locality records.

Year	Minimum convex polygon			Areographic			Cartography			Ecological niche modeling			Free hand		
	Area (pixels)	Locality records predicted/omitted	Area (pixels)	Locality records predicted/omitted	Area (pixels)	Locality records predicted/omitted	Area (pixels)	Locality records predicted/omitted	Area (pixels)	Locality records predicted/omitted	Area (pixels)	Locality records predicted/omitted	Area (pixels)	Locality records predicted/omitted	
A 1893	207	5/12%	7117	20/49%	2700	9/22%	107	4/10%							
B 1947	14,647	24/59%	59,737	38/93%	4500	18/44%	2841	18/44%							
C 1950	15,271	28/68%	36,556	34/83%	4500	18/44%	4189	21/51%							
D 1958	15,271	28/68%	34,146	39/95%	6300	20/49%	5296	25/61%							
E 1986	15,271	28/68%	26,765	38/93%	8100	23/56%	5282	25/61%							
F 1994	15,937	29/71%	25,471	39/95%	9000	24/59%	5724	25/61%							
1995	16,566	30/73%	20,817	38/93%	9000	24/59%	5548	26/63%							
1996	17,703	31/76%	21,399	38/93%	9000	24/59%	6342	27/66%							
1997	16,081	37/90%	19,075	38/93%	10,800	27/66%	15,332	38/93%							
1998	31,505	40/98%	21,378	40/98%	13,500	32/78%	18,384	38/93%							
1999	31,505	40/98%	20,692	40/98%	13,500	32/78%	18,777	39/95%							
2000	33,747	41/100%	19,868	41/100%	14,400	34/83%	19,748	39/95%							
2004	33,747	41/100%	16,742	41/100%	15,300	40/98%	20,249	39/95%							
2005	33,747	41/100%	15,117	41/100%	16,200	41/100%	18,339	39/95%							
F 2007	33,747	41/100%	15,868	41/100%	16,200	41/100%	18,971	40/98%							
50% 21	28,463	37/10%	26,444	39/5%	11,700	36/12%	18,673	39/5%							

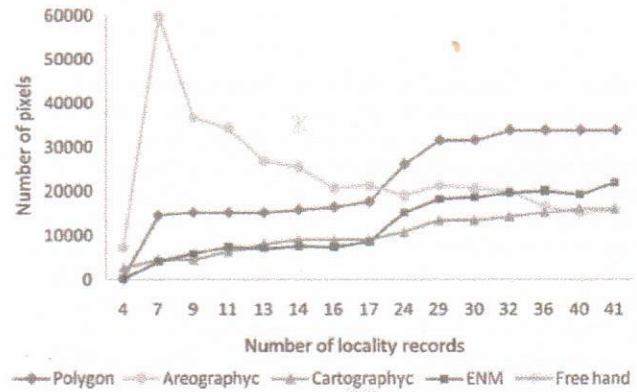


Fig. 3. Distribution area (measured in number of pixels \sim km²) delimited by the different methods and with different numbers of locality records over time.

With three of the methods-convex polygon, cartographic and ecological niche modeling- the distribution area increased in line with the increasing number of records and the areographic method produced a decrease in the area (Table 1 and Fig. 1).

With regards to omission, of the 24 cumulative records for 1997, the minimum convex polygon method predicted 90% and omitted three locality records; the areographic and ENM methods predicted 92% and omitted two locality records; the cartographic method predicted 66% and omitted 14 locality records (Table 1 and Fig. 2).

In terms of the extent of the area predicted, because the actual distribution area of the species is unknown, evaluation is achieved by comparison of the results (size of area measured in pixels) (Table 1 and Fig. 3). The minimum convex polygon method showed the greatest predicted area with 33,747 pixels. The areographic and cartographic methods showed the least predicted area in comparison with other methods (16,200 and 15,868 pixels, respectively). The ENM method presented a moderate predicted area (21,971 pixels).

The evaluation of the various methods, considering 50% of the locality records (excluding the free hand method due to missing data) showed (Table 1) that the methods with the least omission were mean propinquity and ENM, with a prediction of 90% (both with an omission of 2 locality records), while under the minimum convex polygon and cartographic methods the predictions were 75 and 80%, i.e., 4 and 5 locality records, respectively, were omitted by these methods. With regard to the extent of the predicted areas, the minimum convex polygon and areographic methods had the largest areas (28,463 and 26,444 pixels, respectively), while the ENM and cartographic methods delimited smaller areas (18,673 and 11,700 pixels, respectively), although the latter tended to over-adjust.

With respect to the comparison between the four described methods and the "free hand" method, we note that, with 14 records obtained in 1994 (the year prior to the publication of the work of Howell & Webb 1995), the power of this method to predict the rest of the locality records known by 2007 (omission) was 63%. Moreover, high extents on predicted areas were presented, since this method delimited an area of 35,248 pixels, even greater than that defined by the minimum convex polygon method with 41 records (Figs. 2 and 3).

Discussion

The results show that the delimitation of the Bearded Wood-Partridge distribution depends directly on both the method used and the number and location of records. Given the variation in the number of locality records, the minimum convex polygon method delimited the largest area: it takes the outermost locality

records into account and does not accept the existence of empty spaces, and thus this method tended to define a larger area in order to include all the localities. The areographic method was the only method that reduced its area as new locality records were included, i.e., with few localities this method tends to predict large areas. However, when the number of localities increases it tends to over-adjust, by predicting an area close to each point included.

In the case of the cartographic method, according to Rapoport (1975) the size of the grid or quadrant used is crucial to the delimitation of the distribution area and although this aspect was not evaluated in this study (only one quadrant size was used) an important aspect of this method is the geographic location of new locality records: it was noted that those very close to existing localities do not increase the distribution area, but the new addition of distant locality records caused a steady and cumulative increase.

In the case of ENM, the increase in distribution area was not dependent on the location or distance of new locality records in geographical space, but rather upon their position in ecological space, i.e., if the environmental conditions of a new point match the conditions of previous localities, the predicted distribution area does not increase, but simply adjusts itself geographically with the new environmental information obtained. The predicted area may even decline, as was the case with the four new locality records obtained during the year 2005 (Table 1) where, despite the inclusion of the four new localities the predicted area diminished, due in all probability to the fact that the environmental conditions of the four new localities occupied an ecological space similar to the localities previously recognized. By contrast, when only one new location point was added in 2007 the described distribution area increased in size, suggesting that the environmental conditions in which this new point was found were ecologically different to the conditions described in previous locality records.

Spatial sensitivity

In this study, the 41 locality records used varied spatially over time; i.e., in the first analyses (Fig. 1a and b) the localities were spatially disparate (average distance between localities was high) and as the number of records increased over time (Fig. 1c-f) the locality records achieved spatial homogeneity (average distance among localities was reduced). Of the four methods analyzed over time, the most sensitive to the average distance of locality records (as measured by the increase of pixels predicted by increased entries) were the minimum convex polygon and average propinquity methods which, with few locality records, showed a significant increase in the area predicted for spatially distant localities. This is in contrast to the cartographic method, which increased the predicted area only slightly, relative to the number of locality records, and ENM which showed the lowest spatial sensitivity with few locality records. Conversely, when the number of localities increased over time, the methods showed different responses: the minimum convex polygon method tended to show a large increase, unlike the areographic method, which showed a consistent tendency to decrease. The cartographic and ENM methods showed a steady but slow increase.

The results suggest that each method has a particular spatial sensitivity to the growth in number and distribution of the locality records used. Due to the spatial nature of the delimited space produced, the first three methods were considered to be the most spatially sensitive; whereas ENM was found to be more sensitive to environmental heterogeneity because this comprises environmental variables that define the distribution area, regardless of spatial location.

Numerical sensitivity

The knowledge of species' distribution varied according to the sampling effort. At the beginning, species' distributions are frequently represented by isolated nuclei, but with the increasing of sampling, gaps are progressively filled, showing more continuous distribution ranges (Lobo et al. 2007). Considering the number of chronological records in order of appearance, which increase over time, and in relation to prediction of other locality records, the results showed that three of the four methods- minimum convex polygon, areographic and ENM- predicted more than 90% of the locality records with fewer records (24, obtained in 1997). This is in contrast to the cartographic method, which exhibited an apparently strong numerical sensitivity. The minimum convex polygon method predicted large areas, since the inclusion of a new locality record, distant from existing localities, significantly increased the distribution area. This implies that for a large area, the probability of prediction of new locality records is very high, thus justifying the low error of omission (Table 1 and Fig. 1).

The areographic method initially predicted large areas with few locality records but, as new localities were included, the delimitation of the area was adjusted until the error of over-adjustment was incurred; i.e., the prediction was limited to areas close to each location point. The ENM method consistently maintained low errors of omission and moderate extent of predicted areas in both analyses (chronological appearance of new locality records and random). But, though the ecological niche is affected by the completeness of the environmental variables- represented by the accumulation of locality records (Hortal et al. 2008) - in this study, the ENM was also the most stable method in terms of consistency in the size of delimited distribution area with an increase in the number of locality records (Fig. 3). Finally, the cartographic method also incurred an error of over-adjustment, since under this method it is not possible to predict the presence of other locality records that are some distance from existing ones.

The four methods, although to a lesser degree the ENM method, showed that spatial sensitivity (spatial distance between known locations) is often correlated with numerical sensitivity (number of records included over time). For this reason, geographically restricted species tend to be better defined regardless of method, even where there are few locality records. This is not the case for widespread species, which are highly sensitive both to delimitation method, as well as the spatial distribution and quantity of locality records. Therefore, the appropriate delimitation of distribution areas (i.e., with low omission and moderate extent of predicted areas) depends on the number of, and average spatial distance between locality records as well as the method.

According to Soberón and Peterson (2005), there are four factors that determine the distribution of species: abiotic conditions, biotic conditions, dispersal ability and the evolutionary capacity of species to adapt to new conditions. Considering these four factors for the geographic definition of distribution areas, it is necessary to recognize that none of the methods are entirely satisfactory. The methods of minimum convex polygon, areographic and cartographic, by relying solely on the proximity and inclusion of locality records, implicitly include dispersal ability (although only in the cases of relatively well-known species). Furthermore, while the ENM method does explicitly include abiotic conditions, it fails to include historical aspects related to the dispersal capacity of new areas (accessibility sensu Soberón & Peterson 2005). Due to the use of climatic variables in the ENM to generate maps of the species' geographic distributions, these maps represent macro-ecological approaches that are ultimately limited by other biotic and abiotic variables that operate at different scales (e.g., types of soil, local changes in vegetation, micro-climate, the interactions with other species, etc.). Therefore, the use of climatic variables within the

413 ENM represents a very useful but preliminary approximation at
414 a wider scale; although the knowledge of the "effective" species'
415 geographic distributions always will be conditioned to the scale
416 and limited by the types of variables used. However, one of the
417 advantages of the macro-ecological scale approach is that the mean
418 climatic condition for the last 100 years has been maintained.
419 In the particular case of the Bearded Wood-Partridge, the possible
420 absence of the species in some historic localities most likely could
421 be explained by variables that act at finer scales and do not affect
422 the proposed distribution by the ENM method.

423 Considering the results obtained by analysis of 50% of locality
424 records, the patterns of omission and the extent of predicted areas
425 were similar to those observed when the number of locality records
426 varied since the ENM method again showed lower values of omi-
427 sion and moderate extents of predicted areas. This suggests that,
428 regardless of the geographic (spatial) situation of locality records,
429 the use of methods that are based on environmental variables yield
430 better results than those based solely on spatial boundaries, as has
431 been suggested by other studies (e.g., Graham & Hijmans 2006;
432 McPherson & Jetz 2007; Pineda & Lobo 2009); where range maps,
433 mostly represented by free hand maps, frequently generate over-
434 estimations (Graham & Hijmans 2006) increasing inaccuracies and
435 biases at certain scales (McPherson & Jetz 2007; Pineda & Lobo
436 2009).

437 Despite being commonly used to define areas of distribution,
438 in this study it was not possible to utilize the free hand method
439 to delimit a distribution area with different amounts of locality
440 records as was done with the other methods. This is due to the
441 highly subjective nature of this particular method. However, as
442 shown in the results, the free hand method (drawing by Howell
443 & Webb in 1995) defines the largest area, probably incurring an
444 over-prediction error using only a few locality records (14).

445 Species conservation, especially those included in endangered
446 species lists, requires the protection of at least part of their distri-
447 bution area to ensure their long-term presence; unfortunately to
448 date, there is no method to accurately determine the distribution
449 area of a species, since this is dependent upon various factors (Kery
450 et al. 2010; Rapoport 1975; Soberón & Peterson 2005). Therefore, all
estimations should be considered carefully and it should be taken

451 into account that the different scales of spatial analyses provide dif-
452 ferent information in relation to conservation. In the particular case
453 of the Bearded Wood-Partridge, ENM was found to be the method
454 that best described the distribution area, due to the relationship
455 between errors of omission, the extent of predicted area and the
456 low levels of numerical and spatial sensitivity exhibited under this
457 method.

458 The species distribution was estimated to be 20,000 km² under
459 ENM, increasing it by almost 300% from the previous known distri-
460 bution. This new estimation could justify the change in its risk
461 status to a lower level; however, something that was not consid-
462 ered in the present study, nor in previous and that could limit
463 the estimated extent of the species current distribution, is the
464 change in the land use and vegetation cover, the inclusion of his-
465 torical aspects, as well as the species' ecological requirements
466 at finer scales. Another surprising finding is that the new propo-
467 sal includes approximately the same extent of protected areas
468 where the species already receive conservation protection (from
469 2570 km² in the previous known distribution, to 2400 km² in the
470 ENM distribution). Finally we suggest that modification of risk cat-
471 egories of species, or indeed of any aspect of conservation, should
472 include the formal delimitation of distribution areas as a prelimi-
473 nary part of the decision-making process.

474 Uncited reference

475 Diario Oficial de la Federación (2002).

476 Acknowledgements

477 Carlos Lara, Citlalli Castillo, Claudia Ballesteros, Juan José Mor-
478 rone, Miguel Rubio and Oscar Ríos provided valuable comments
479 regarding the manuscript. Adolfo Navarro and Sergio Aguilar
480 contributed with historical locality records. Rosario Landgrave pro-
481 vided assistance with GIS. Antonio Guillen, Eduardo Pineda and
482 Antonio Maruri provided logistical support during the fieldwork.
483 This work also benefited from the support of the Universidad
484 Autónoma de Tlaxcala and the Instituto de Ecología, A.C.

Appendix 1. Accumulative historical locality records of the Bearded Wood-Partridge (*Dendrortyx barbatus*). State, location point, date, altitude and source of information are presented

	State	Locality record	Date	Altitude (m asl)	Source
1	Veracruz	JALAPA	1872	1500	Collar et al. (1992)
2	Veracruz	COATEPEC	1872	1400	Collar et al. (1992)
3	Veracruz	NOGALES	July/1891	1300	Collar et al. (1992)
4	Veracruz	XICO	June-July/1893	1347	Collar et al. (1992)
5	San Luis Potosí	SAN ANTONIO	12/June/1947	1274	Lowery and Newman (1951)
6	Puebla	SCPA-HUAUCHINANGO	4/December/1947	1326	Collar et al. (1992)
7	Puebla	SCPA-HUAUCHINANGO	4/December/1947	1610	Collar et al. (1992)
8	San Luis Potosí	CERRO CONEJO	December/1950	1525	Davis (1952)
9	San Luis Potosí	AHUACATLAN	December/1950	1322	Davis (1952)
10	Puebla	TEZIUTLAN 10MIN N	22/April/1958	1600	GBIF
11	Hidalgo	TAMAZUNCHALE 35KM S	15/November/1958	1300	Collar et al. (1992)
12	Hidalgo	TLANCHINOL	December/1986	1300	Collar et al. (1992)
13	Hidalgo	TLANCHINOL	December/1986	1450	Collar et al. (1992)
14	Veracruz	HUATUSCO	1994	1300	Aguilar (2003)
15	Veracruz	RIO METLAC ORIZABA	13-25/February/1995	1252	Eitniear et al. (2000)
16	Veracruz	COATEPEC	1995	1370	Eitniear et al. (2001)
17	Querétaro	CAÑON DE LAS AVISPAS	October/1996	1750	Eitniear et al. (2000)
18	Querétaro	RIO TANCUILIN	22/April/1997	2050	Rojas-Soto et al. (2001)
19	Querétaro	JOYA DEL HIELO	19/July/1997	1800	Eitniear et al. (2000)
20	Veracruz	ACATLAN S NAOLINCO	05/August/1997	1600	Eitniear et al. (2000)
21	Veracruz	TENEXCALCO	26/December/1997	1800	Eitniear et al. (2000)
22	Veracruz	TLAQUILPA 5KMNE S ZONG.	27/December/1997	2340	Eitniear et al. (2000)
23	Veracruz	TEQUIL/S.ANDRES TENEJAPA	27/December/1997	1750	Eitniear et al. (2000)
24	Hidalgo	SIERRA ALTA (E LOLOTLA)	1997	1229	Martínez-Morales (2007)
25	Veracruz	ZONTECOMATLAN-TENAMICOYA	18/March/1998	1100	Eitniear et al. (2000)
26	Veracruz	LAS VIGAS	23/March/1998	2400	Eitniear et al. (2000)
27	Querétaro	LA JOYA	17/27 July/1998	1440	Eitniear et al. (2000)
28	Querétaro	JOYA DE BUEY	26/July/1998	1400	Eitniear et al. (2000)
29	Oaxaca	PTO. SOLEDAD 5KM	25/August/1998	1560	Aguilar (2000)
30	Veracruz	LAS MINAS	11/October/1999	2100	GBIF
31	San Luis Potosí	ALQUISMONA	15/January/2000	1220	Eitniear et al. (2000)
32	Veracruz	QUITOMONCA	2000	1880	REMBIB
33	Veracruz	EL RISCAL	August/2004	1560	Mota-Vargas (2008)
34	Veracruz	PUEBLO VIEJO O LA PIAÑA	September/2004	1720	Mota-Vargas (2008)
35	Veracruz	EL CAPILINAR	October/2004	1950	Mota-Vargas (2008)
36	Veracruz	COATEPEC	November/2004	1545	Mota-Vargas (2008)
37	Veracruz	LA CORADURA	January/2005	2214	Mota-Vargas (2008)
38	Veracruz	EL ZAPOTAL COATEPEC	April/2005	1950	Mota-Vargas (2008)
39	Veracruz	PUEBLO VIEJO O LA PIAÑA	June/2005	1850	Mota-Vargas (2008)
40	Puebla	ZACAPOAXTLA	2005-2006	1880	Villa-Bonilla et al. (2008)
41	Veracruz	AYAHUALULCO	November/2007	2600	Mota-Vargas (2008)

Appendix 2. Environmental parameters used for ecological niche modeling

- 1 BIO1 = annual average temperature
- 2 BIO2 = average daily range (mean monthly (max temp - min temp))
- 3 BIO3 = biotemperature (P2/P7) (x100)
- 4 BIO4 = temperature seasonality (standard deviation x 100)
- 5 BIO5 = maximum temperature of warmest month
- 6 BIO6 = minimum temperature of coldest month
- 7 BIO7 = annual temperature range (P5-P6)
- 8 BIO8 = average temperature of wettest quarter
- 9 BIO9 = average temperature of driest quarter
- 10 BIO10 = average temperature of warmest quarter
- 11 BIO11 = average temperature of coldest quarter
- 12 BIO12 = annual precipitation
- 13 BIO13 = precipitation in wettest month
- 14 BIO14 = precipitation in driest month
- 15 BIO15 = seasonality of precipitation (coefficient of variation)
- 16 BIO16 = precipitation in wettest quarter
- 17 BIO17 = precipitation in driest quarter
- 18 BIO18 = precipitation in warmest quarter
- 19 BIO19 = precipitation in coldest quarter
- 20 TOPOIND = topographic index (a function of upstream contributing area and slope that reflects tendency to pool water)
- 21 SLOPE = slope
- 22 DEM = elevation

References

- Anderson, R. P., Gómez-Laverde, M., & Peterson, A. T. (2002). Geographical distributions of spiny pocket mice in South America: Insights from predictive models. *Global Ecology and Biogeography*, *11*, 131–141.
- Aguilar, S. (2000). Registro de la Perdiz veracruzana o Chivizcoyo (*Dendrortyx barbatus* Gould) en la Sierra Norte de Oaxaca. *Huitzil*, *1*, 9–11.
- Aguilar, S. (2003). Perdiz veracruzana o Chivizcoyo (*Dendrortyx barbatus*). In H. Gómez de Silva, & A. Oliveras de Ita (Eds.), *Conservación de aves: experiencias en México* (pp. 167–168). México: D.F. CIPAMEX, National Fish and Wildlife Foundation, CONABIO.
- Alcama, A., Goettsch, B., Soberón, J., Tambutti, M., Sánchez, O., & Medellín, R. (2007). Método de Evaluación del Riesgo de extinción de las especies silvestres en México (MER). México, D.F.: Instituto Nacional de Ecología.
- Arizmendi, M. C., & Márquez-Valdelamar. (2000). *Áreas de Importancia para la Conservación de Aves en México*. México, D.F.: CIPAMEX.
- Birdlife International. (2000). *Threatened birds of the world*. Barcelona, España and Cambridge, UK: Lynx Ediciones and Birdlife International.
- Collar, N. J., Gonzaga, L. P., Krabbe, N., Madroño, N., Naranjo, L. G., Parker, T. A., et al. (1992). *Threatened birds of the Americas*. UK: International Council for Bird Preservation. Cambridge, pp. 167–170
- Davis, I. L. (1952). Bird, bird census at Xilitia, San Luis Potosí. *Condor*, *54*, 345–350.
- De Grammont, P., & Cuarón, A. D. (2006). An evaluation of threatened species categorization systems used on the American continent. *Conservation Biology*, *20*, 14–27.
- Diario Oficial de la Federación. (2002). *Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). Norma Oficial Mexicana NOM-059- ECOL-2001. Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo*. México: Secretaría de Gobernación, pp. 1–80.
- Eitner, J. C., Aguilar, S., Baccus, J. T., & Carroll, J. P. (2001). Response rates of Bearded Wood-Partridges (*Dendrortyx barbatus*, Aves: Phasianidae) to play back of a recorded call. *Vida Silvestre Neotropical*, *10*, 1–2.
- Eitner, J. C., Aguilar, S., González, V., Pedraza, R., & Baccus, J. T. (2000). New records of Bearded Wood-Partridge (*Dendrortyx barbatus* (Aves: Phasianidae) in México. *Southwestern Naturalist*, *45*, 238–241.
- Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Duk, M., Ferrier, S., Guisan, A., et al. (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, *29*, 129–151.
- Espinosa, O. D., & Llorente, B. J. (1993). *Fundamentos de biogeografías filogenéticas*. México, D.F.: UNAM.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute). (1999). *ArcView GIS, V. 3.2*. CA, USA: ESRI Inc.
- Graham, H. C., & Hijmans, R. J. (2006). A comparison of methods for mapping species ranges and species richness. *Global Ecology and Biogeography*, *15*, 578–587.
- Global. (2010). *Biodiversity information facility*. (GBIF: www.gbif.org). Consulted: January
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, *25*, 1965–1978.
- Hortal, J., Jiménez-Valverde, A., Gómez, J., Lobo, J. M., & Baselga, A. (2008). Historical bias in biodiversity inventories affects the observed environmental niche of the species. *Oikos*, *117*, 847–858.
- Howell, S., & Webb, S. (1995). *A guide to the bird of México and Northern Central American*. New York, USA: Oxford University Press.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). (1992). *Cartas Topográficas 1:50000*. México: Aguascalientes.
- IUCN, International Union for Conservation of Nature. (2009). *IUCN Red list of threatened species*. (www.iucnredlist.org). Consulted: January 2010
- Kery, M., Garner, B., & Monerat, C. (2010). Predicting species distributions from checklist data using site occupancy models. *Journal of Biogeography*, *37*, 1851–1862.
- Krebs, C. J. (2001). *Ecología estudios de la distribución y la abundancia* (2nd ed.). México, D.F.: Oxford University Press.
- Lamoureux, J. F., Morrison, J. C., Richards, T. H., Olson, D. M., Denerstein, F., McKnight, M. W., et al. (2006). Global test of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature*, *440*, 214–221.
- Lobo, M. J., Baselga, A., Hortal, J., Jiménez-Valverde, A., & Gómez, J. F. (2007). How does the knowledge about the spatial distribution of Iberian dung beetle species accumulate over time? *Diversity and Distributions*, *13*, 772–780.
- Lombard, A. T., Hilton-Taylor, C., Rebelo, A. G., Pressey, R. L., & Cowling, R. M. (1999). Reserve selection in the Succulent Karoo, South Africa: Coping with high compositions turnover. *Plant Ecology*, *142*, 35–55.
- Lowery, H. J., & Newman, J. R. (1951). Notes on the ornithology of southern San Luis Potosí. *Wilson Bulletin*, *63*, 315–322.
- Martínez-Morales, M. (2007). Avifauna del bosque mesófilo de montaña del noreste de Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, *78*, 149–162.
- Martínez-Meyer, E., Peterson, A. T., Servín, J. I., & Kiff, L. F. (2006). Ecological niche modeling and prioritizing areas for species reintroductions. *Oryx*, *40*, 411–418.
- McPherson, M. J., & Jetz, W. (2007). Type and spatial structure of distribution data and the perceived determinants of geographical gradients in ecology: The species richness of African birds. *Global Ecology and Biogeography*, *16*, 657–667.
- Mota-Vargas, C. (2008). *Distribución, abundancia relativa y uso de hábitat del chivizcoyo Dendrortyx barbatus (Aves: Odontophoridae) en el municipio de Coatepec*. Ver. Tesis Universidad Veracruzana.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, *403*, 853–858.
- Navarro, A. G., Peterson, A. T., & Gordillo-Martínez, A. (2003). Museums working together: The atlas of the birds of Mexico. *Bulletin British Ornithologists' Club Supplement*, *123A*, 207–225.
- Noss, R. F. (2004). Conservation targets and information needs for regional conservation planning. *Natural Areas Journal*, *24*, 223–231.
- Pearson, R. G., Raxworthy, C., Nakamura, M., & Peterson, A. T. (2006). Predicting species' distributions from small numbers of occurrence records: A test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, *34*, 102–117.
- Peterson, A. T. (2001). Predicting species geographic distributions based on ecological niche modeling. *Condor*, *103*, 599–605.
- Peterson, A. T., & Navarro, A. G. (1999). Alternate species concepts as bases for determining priority conservation areas. *Conservation Biology*, *13*, 427–431.
- Peterson, A. T., & Nyári, A. S. (2008). Ecological niche conservatism and Pleistocene refugia in the Thrush-like Mourners, *Schiffornis* sp., in the Neotropics. *Evolution*, *62*, 173–183.
- Peterson, A. T., Papes, M., & Eaton, M. (2007). Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: A comparison of GARP and Maxent. *Ecography*, *30*, 550–560.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, *190*, 231–259.
- Pineda, E., & Lobo, M. (2009). Assessing the accuracy of species distribution models to predict amphibian species richness patterns. *Journal of Animal Ecology*, *78*, 182–190.
- Rapoport, H. E. (1975). *Aerografía estrategias geográficas de las especies*. México, D.F.: Fondo de cultura económica.
- REMB. (2010). *Red Mundial de Información sobre Biodiversidad*. (REMB <http://www.conabio.gob.mx>). Consulted: January
- Rojas-Soto, O., Según-Sánchez, F. J., & Navarro-Sigüenza, A. (2001). Additional information on the avifauna of Querétaro, México. *Cotinga*, *15*, 48–52.
- Rojas-Soto, O., Martínez-Meyer, E., Navarro-Sigüenza, A., Oliveras de Ita, A., Gómez de Silva, H., & Peterson, T. (2008). Modeling distributions of disjunct populations of the Sierra Madre Sparrow. *Journal of Field Ornithology*, *79*, 245–253.
- Soberón, J. (2007). Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, *10*, 1115–1123.
- Soberón, J., & Peterson, T. A. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species distributional areas. *Biodiversity Informatics*, *2*, 1–10.
- Stattersfield, A. J., Crosby, M. J., Long, A. J., & Wege, D. C. (1998). *Endemic bird areas of the world: priorities for bird conservation*. Cambridge, UK: Birdlife International. Series No. 12
- Stockwell, D., & Peters, D. (1999). The GARP modeling system: Problems and solutions to automated spatial prediction. *Geographical Information Science*, *2*, 143–158.
- Tsoar, A., Allouche, O., Steinitz, O., Rotem, D., & Kadmon, R. (2007). A comparative evaluation of presence-only methods for modeling species distribution. *Diversity and Distributions*, *13*, 397–405.
- USGS (United States Geological Survey). (2001). *HYDRO 1K: elevation derivative database*. <http://edc.usgs.gov/products/elevation/gtopo30/hydro/america.html>
- Villa-Bonilla, B., Rojas-Soto, O., Colodner-Chamudis, G., & Tejeda-Cruz, C. (2008). Inventarios municipales de avifauna y su aplicación a la conservación el caso de Zacapoaxtla, Puebla, México. *Ornitología Neotropical*, *19*, 531–551.
- Warren, D. L., Glor, R. E., & Turelli, M. (2008). Environmental niche equivalency versus conservatism: Quantitative approaches to niche evolution. *Evolution*, *62*, 2868–2883.
- Zunino, M., & Zullini, A. (2003). *Biogeografía la dimensión espacial de la evolución*. México, D.F.: Fondo de Cultura Económica.

4 **CAPÍTULO 2**

**ANÁLISIS GEOGRÁFICO Y ECOLÓGICO DEL CHIVIZCOYO (*Dendrortyx*
barbatus): IMPLICACIONES EN SU ESTADO DE CONSERVACIÓN**

GEOGRAPHIC AND ECOLOGICAL ANALYSIS OF THE BEARDED WOOD PARTRIDGE (*Dendrortyx barbatus*): SOME INSIGHTS ON ITS CONSERVATION STATUS

Claudio Mota-Vargas¹, Octavio R. Rojas-Soto^{2*}, Carlos Lara-Rodríguez¹, Citlalli Castillo-Guevara³ Claudia Ballesteros⁴

¹Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta, Universidad Autónoma de Tlaxcala., Carretera Tlaxcala-Puebla km 1.5 colonia Xicohtencatl, Tlaxcala, Tlaxcala 90070, México.

²Red de Biología Evolutiva, Instituto de Ecología, A. C., Km. 2.5 carretera antigua a Coatepec 351, Congregación El Haya, Xalapa, Veracruz 91070, México.

³Centro de Investigación en Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Tlaxcala., Carretera Tlaxcala-San Martín Texmelucan Km 10.5. San Felipe Ixtacuixtla, Tlaxcala 90120, México

⁴División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana, Av. San Rafael Atlixco No. 186 col. Vicentina Iztapalapa, DF.09340 México.

*Corresponding author.- octavio.rojas@inecol.edu.mx

INTRODUCCIÓN

Delimitar el área de distribución de una especie es una tarea compleja debido a que los factores que la determinan (condiciones abióticas, bióticas, capacidad de dispersión, capacidad de adaptación a nuevas condiciones, entre otras) son difíciles de evaluar en campo (Soberón y Peterson 2005). Además de ello, existen marcadas diferencias metodológicas para realizar tales delimitaciones (e.g. Mota y Rojas-Soto aceptado). Sin embargo, es importante delimitar la distribución de las especies lo más adecuado posible ya que tiene implicaciones fundamentales en su conservación. Este es el caso del Chivizcoyo (*Dendrortyx barbatus*) una especie endémica a los bosques templados de la Sierra Madre Oriental (SMO) en México y que a lo largo de la historia en su conocimiento, se han hecho diferentes propuestas en torno a su área de distribución (Collar et al., 1992, Howell y Webb 1995, IUCN 2000, Eitnieart et al., 2008). El escaso conocimiento de su historia natural y distribución, la colocaron como una especie rara ecológica y geográficamente (Collar et al., 1992) y por consiguiente bajo el estatus de riesgo de “en peligro de extinción” (IUCN 1994, SEMARNAT 2001). Sin embargo, a partir del hallazgo de nuevos registros de la especie (Eitniear et al., 2000, Aguilar 2000) que aportó más información acerca de sus requerimientos ambientales y que sugirió una ampliación en su área de distribución conocida, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN 2000) consideró su recategorización a una categoría menor de riesgo:

“Vulnerable”; mientras que la NOM-ECOL-059, (SEMARNAT 20011) la enlista como “En peligro de extinción”.

Tradicionalmente el análisis de las áreas de distribución utiliza localidades de registro puntuales de las especies; sin embargo, para la mayoría de estas, existen pocos registros y cuando existen suficientes, éstos están sesgados por la accesibilidad a los sitios (Peterson et al., 1998). Una alternativa a este problema es la relación entre las condiciones ambientales y las localidades de registro de las especies (Pulliam y Dunning 1997, Carroll et al., 1999, Manel et al., 1999, Cowley et al., 2000). En la actualidad gracias al desarrollo de nuevas tecnologías computacionales, es posible mejorar la definición de las áreas de distribución a partir de localidades de registro en combinación con variables ambientales que permiten generar distribuciones geográficas y ecológicas potenciales a partir del modelado del nicho ecológico de las especies (Anderson et al 2002, Rojas-Soto et al. 2003, Godown y Peterson 2000) permitiendo cubrir los vacíos en el conocimiento de la presencia de las especies en lugares poco o no conocidos. Estos algoritmos son diversos (Elith et al., 2006) y han demostrado su aplicación en muchas áreas de la biología, aunque fundamentalmente en el establecimiento de las áreas de distribución (e.g. Godown y Peterson 2000, Anderson et al., 2002, Rojas-Soto 2008).

Además del tamaño del área de distribución, existen otros criterios para designar a las categorías de riesgo, como lo son el tamaño poblacional y las amenazas a su hábitat (e.g. la transformación de ambientes naturales a perturbados). En el caso particular del Chivizcoyo, se desconocen muchos aspectos de su biología, esto debido principalmente a que es una especie difícil de observar en campo, lo que ha dificultado su estudio. La poca información existente sobre su densidad es contrastante, por ejemplo, se estimó una densidad de 0.2 ind/ha en el centro de Veracruz (Corzo-Aguirre, inédito en Aguilar 2003), a diferencia lo encontrado por Mota-Vargas (2008) quien estimó una densidad de 0.04 ind/ha para la misma región, lo que demuestra la necesidad de un mayor conocimiento de su historia natural. Otro aspecto aún poco conocido es el requerimiento de hábitat de esta especie, ya que en un principio se le había considerado como asociada al bosque mesófilo de montaña (BMM); sin embargo, se han llevado a cabo diversos registros tanto históricos como recientes en bosques de pino-encino, bosques de pino, selva mediana subperennifolia e incluso en cultivos de café bajo sombra

(Eitniear et al 2001, Aguilar 2003), que sugieren que la especie no está restringida al BMM y que sus requerimientos ecológicos no son tan específicos. Con base en la imperante necesidad de generar información sobre la distribución del Chivizcoyo, el presente estudio se llevó a cabo con el objetivo de hacer una actualización de la base de registros de esta especie y mediante el modelado de su nicho ecológico (MNE) analizar la distribución geográfica y ecológica para definir su área de distribución y así poder revalorar la situación en la conservación de esta especie y de su hábitat.

MÉTODOS

Registros históricos

Para la obtención de información de los registros históricos de la especie se elaboró una base de datos con todos los registros disponibles a partir de diversas fuentes: la Infraestructura Mundial de Información en Biodiversidad (GBIF por sus siglas en inglés, www.gbif.org; 83 registros); la Red Mundial de Información sobre Biodiversidad (REMIB <http://www.conabio.gob.mx>; 22 registros); literatura especializada (Lowery y Newman 1951, Davis 1952, Collar et al., 1992, Eitniear et al., 2000, 2001, Rojas-Soto et al., 2001, Aguilar 2000, 2003, Martínez-Morales 2007, Villa-Bonilla 2008; 39 registros); el Atlas de las Aves de México (Navarro-Sigüenza et al., 2003; 47 registros); y observaciones en campo del período comprendido entre 2004 y 2005 (Mota-Vargas 2008; 8 registros). Los registros repetidos a través de las diversas fuentes fueron eliminados y se tomó la información de la fuente original. Se omitió toda aquella información dudosa y ambigua (i.e. que no contara con los datos precisos de localidad, o bien coordenadas geográficas dudosas y que no pudiesen ser verificadas). De cada localidad se obtuvieron sus georreferencias (latitud-longitud) con la ayuda de gaceteros, cartografía 1:50,000 (INEGI 1992) y en algunos casos mediante el uso de Google Earth (<http://earth.google.es/>). A partir de los registros históricos de la especie, se corrió un primer modelo de nicho ecológico (MNE) como se explica más adelante; y con base en el área predicha por este primer modelo, se seleccionaron algunas regiones de búsqueda para realizar salidas de búsqueda y verificación en campo.

Modelado de nicho ecológico

Existen diferentes algoritmos para realizar modelos de distribución potencial basados en nicho ecológico (Elith et al., 2006) pero la mayoría requiere del uso de puntos de registro de la especie en combinación con variables ambientales. En todos los ejercicios de modelado realizados en este estudio se utilizaron 22 variables ambientales, 19 de ellas bioclimáticas, obtenidas del proyecto Worldclim (Hijmans et al. 2005) en combinación con tres variables topográficas provenientes del proyecto Hydro1k (USGS 2001) ambas con una resolución espacial de 0.0083° ($\sim 1 \text{ km}^2$; Apéndice 2 capítulo 1). En el primer ejercicio de modelado se utilizaron registros históricos (41) y utilizamos el Algoritmo Genético de Producción de Reglas (GARP por sus siglas en inglés) por su capacidad de predicción de nuevos sitios potenciales para la presencia de la especie (Raxworthy et al 2003), esto con el objetivo de optimizar el esfuerzo de muestreo en campo. Posteriormente se realizó un segundo ejercicio de modelado, donde se integraron los registros históricos además de los 95 registros provenientes del trabajo de campo (136 en total). Para este segundo ejercicio de modelado, se utilizó el programa GARP con base en el buen desempeño de este algoritmo en comparación con otros métodos de delimitación del área de distribución del Chivizcoyo (Mota y Rojas-Soto aceptado), no obstante, con la finalidad de contrastar los resultados obtenidos por otro algoritmo, se utilizó el algoritmo de máxima entropía MAXENT. Ambos algoritmos se han utilizado en la delimitación de área de distribución de especies de aves, (e.g. Godown y Peterson 2000, Peterson 2001, Phillips et al. 2004, Rojas-Soto et al. 2008)

GARP es un algoritmo de inteligencia artificial que usa puntos de presencia y datos ambientales y funciona de una manera iterativa con base en reglas (atómicas, de rangos y regresiones logísticas) producto de la relación existente entre las localidades y las variables ambientales. Estas reglas son evaluadas y probadas y, posteriormente son incorporadas o rechazadas aleatoriamente al modelo y así sucesivamente hasta producir un conjunto de reglas que describen el nicho ecológico que, posteriormente puede ser proyectado al espacio geográfico, produciendo así una predicción potencial de presencia (Stockwell y Noble 1991, Stockwell y Peters 1999).

Se generaron 100 modelos utilizando el 80% de los puntos de registro para elaborar los modelos y el otro 20% para evaluarlos. La interface del programa permite obtener los mejores

modelos (*Best subset*) que en este caso correspondieron a modelos con valores de omisión del 10% y de éstos se seleccionó la mitad de los modelos que estuvieron más próximos a la mediana en el eje de la comisión (Anderson et al., 2003).

MAXENT (Phillips et al. 2006), utiliza el principio de máxima entropía para calcular la distribución geográfica más probable para cada especie. El porcentaje de los puntos de registro como entrenamiento fue el 80% y 20% como datos de validación; el valor máximo de interacciones fue de 1000, se estableció el límite de convergencia en 0.00001 y el valor de regularización en 1. El resultado obtenido fue una predicción expresada en términos probabilísticos de 0 a 1 donde el valor de "corte" fue de 0.229, que incluía al 98 % del total de registros totales. A partir de este valor se hizo una reclasificación con el SIG ArcView Ver. 3.2 (ESRI 1999) a un mapa binario 1-0 con que se calculó la extensión de área predicha por este algoritmo. Ambos mapas finales de GARP y MAXENT fueron editados con base en las ausencias de la especie en campo, encontradas en la Sierra Norte de Oaxaca utilizando el SIG.

Trabajo de campo

A partir del primer ejercicio de MNE se seleccionaron 25 localidades de monitoreo a todo lo largo del área de distribución potencial de la especie (ubicando localidades en los extremos norte y sur), para realizar salidas al campo y obtener nuevos puntos de registro, las salidas se realizaron en el mes de abril y en el período de julio-noviembre del año 2010. Debido a las características crípticas y dificultad de observar a la especie directamente en campo, se aplicó la técnica de "Play back" propuesta por Carroll y Hoogesteijn (1995) que consiste en la emisión del canto del ave, durante 30 segundos y se repite en tres ocasiones continuas, esperando entre cada emisión 30 segundos para escuchar alguna respuesta (tiempo total, 3 minutos). Se sabe que la especie responde a este tipo de estímulos auditivos (Aguilar 2000, Eitniear et al., 2001). Se usaron grabaciones digitales de *D. barbatus* (canto territorial de un individuo macho) grabado por Jack Eitniear en 1996 en Coatepec, Veracruz, reproducidos en un lector de discos compactos conectado a un amplificador.

El monitoreo se llevó a cabo entre las 0630-1000 y las 1830-2000 h, que son las horas de mayor actividad vocal (Eitniear et al., 2001, Aguilar 2003). En cada punto de muestreo se eligió un lugar alto y despejado para tener un dominio visual y auditivo del entorno, aunque en

algunos casos se hizo al interior del bosque. El amplificador fue dirigido en diferentes direcciones para obtener una respuesta de la especie en campo, se tomaron los datos de presencia/ausencia de la especie y coordenadas geográficas con un GPS Garmin XL12. Ocasionalmente, al llegar al sitio de muestreo la especie canto espontáneamente, es decir, sin el estímulo auditivo, dichos sitios de registro se corroboraron inmediatamente aplicando el play back y se tomaron los datos correspondientes. Se estimó la distancia y dirección cardinal (con una brújula) de respuesta. Si en la primera aplicación del Play back se obtenía una respuesta, se tomaban los datos correspondientes y se visitaba otra localidad, en caso de que la especie no respondiera en un primer punto de monitoreo, se buscaba un nuevo punto (100 m aproximadamente) y así sucesivamente hasta obtener una respuesta o hasta completar cinco puntos. Las coordenadas geográficas de cada respuesta fueron corregidas con base en la dirección y la distancia estimada, los puntos fueron ubicados sobre un mapa digital del área de estudio con la ayuda del programa Arc View Ver. 3.2 (ESRI 1999) y el programa Google Earth (www.googleearth.com).

Análisis de los patrones de distribución ambiental

La distribución ambiental se representó primero mediante la descripción de los intervalos de los valores de cada una de las 22 variables obtenidos a partir de los puntos de registro de la especie. Con estos valores se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA por sus siglas en inglés) con el uso del programa PAST (<http://norges.uio.no/past/download.html>) con el objetivo de analizar las variables que mejor explican su distribución puntual. Además se compararon gráficamente los valores de las dos variables más importantes del primer componente principal, obtenidos para: cada uno de los puntos de registro, para los píxeles de presencia potencial mediante el MNE usando GARP y para los píxeles que representan a la SMO; esto con el objetivo de visualizar ecológicamente los requerimientos ambientales de la especie en un contexto geográfico.

Para complementar el análisis de la distribución ecológica se combinó la distribución geográfica potencial por píxel y por puntos de registro con la vegetación primaria de México, que corresponde con “*la vegetación que se desarrollaría en un área, en condiciones ambientales similares a las actuales, sin la influencia humana*” (INEGI 2003; <http://www.inegi.gob.mx/>).

RESULTADOS

Se obtuvo una base de datos de 199 registros de la especie que incluyó hasta el año 2007 y proveniente de diferentes fuentes de información. De este total, 120 registros estaban repetidos en las diferentes fuentes de información, 30 no contaban con la información necesaria para ser georreferenciados y ocho tenían información ambigua o correspondía a registros de la especie fuera de su distribución natural (i.e. zoológicos). Finalmente, 41 registros contaron con la información necesaria para ser verificados (Apéndice 1 capítulo 1). Con estos registros y con base en el primer ejercicio de modelado, se seleccionaron y visitaron diferentes localidades (Fig. 1 y Apéndice 1) de donde se generaron un total de 95 nuevas localidades de registro, de los cuales 77 (81%) se encontraron en áreas predichas por el primer modelo, y los otros 18 (19%) registros incluyeron sitios no predichos por el primer ejercicio de modelado (Apéndice 1).

Con base en lo propuesto por el primer ejercicio de modelado, se realizaron dos trayectos en la Sierra Norte de Oaxaca (SNO) pero no se detectó a la especie. El primer trayecto incluyó un recorrido de aproximadamente 25 km caracterizado principalmente por bosques de pino-encino y BMM y el segundo recorrido comprendió una distancia aproximada de 20 km caracterizado principalmente por BMM prístino. En ambos casos se realizó una búsqueda exhaustiva en localidades ubicadas a 2 km en promedio una de la otra, pero no se obtuvo registro de la especie, a pesar de que las condiciones climatológicas eran adecuadas y con un día de diferencia de otras localidades donde sí respondió la especie de manera frecuente.

La figura 1 representa la distribución geográfica potencial producto del ejercicio final de modelado, donde se muestra la barrera climática (biogeográfica) correspondiente con el Río Santo Domingo y la ausencia de la especie en la SNO, limitando la distribución geográfica a una extensión aproximada de 17956 km². También se muestra la distribución potencial obtenida por MAXENT y cuya área predicha (12974 km²) fue muy similar en forma y está inmersa en la predicción de GARP, coincidiendo en 11914 km².

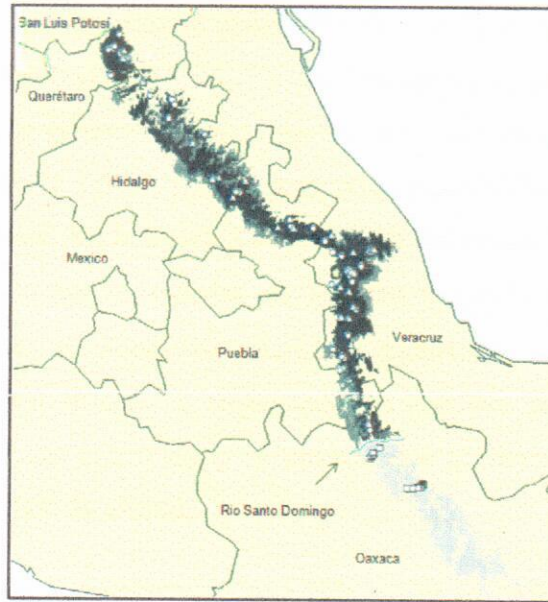


Figura 1. Distribución geográfica de *Dendrortyx barbatus* derivado del ejercicio final de modelado de nicho ecológico. El negro representa la distribución geográfica obtenida por MAXENT, el gris oscuro representa la distribución geográfica obtenida por GARP. El gris tenue corresponde con la Sierra Norte de Oaxaca, región de presencia potencial con base en las condiciones climáticas de acuerdo a MAXENT y GARP, pero donde no se detectó a la especie. Los puntos blancos corresponden a los registros históricos, los triángulos corresponden a los registros obtenidos en campo recientemente y los cuadros corresponden a los sitios donde no se detectó la especie. Se resalta la ubicación del Río Santo Domingo propuesto como límite biogeográfico. Las líneas delgadas corresponden con los límites estatales.

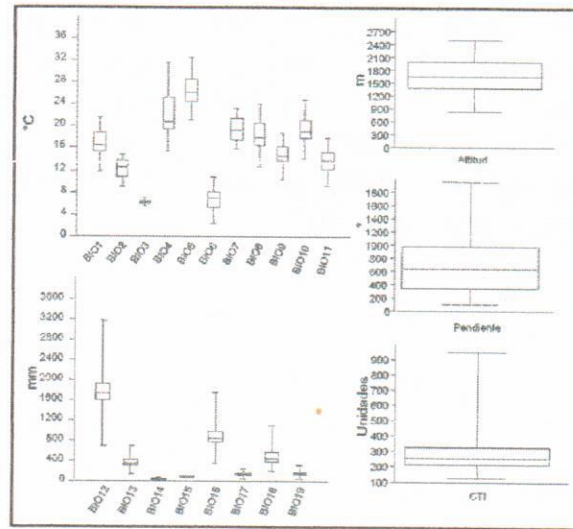


Figura 2. Descripción climática de la especie con base en su presencia potencial. Se muestran los intervalos de los valores de cada una de las variables utilizadas para el modelado.

A partir de los puntos de registros se obtuvo el intervalo de los valores de cada una de las 22 variables (Fig. 2). El resultado del PCA (Cuadro 2) mostró que el componente principal uno explica casi la mitad de la varianza (42%) y que las dos variables con mayor peso fueron la precipitación media anual y la altitud; para el componente dos (31%) fue la pendiente y la estacionalidad de la temperatura. En la figura 3 se presentan los valores para los componentes principales 1 y 2, resaltando las localidades de registro a través de cuatro intervalos altitudinales, dichos intervalos elegidos son puramente demostrativos. El componente uno describe claramente un patrón altitudinal, segregando los registros de tierras altas (más de 2000 m) con los de tierras bajas (1200 m), y mostrando que la mayoría de los registros se encuentran entre los 1200 y 2000 de altitud.

Cuadro 2. Eigenvalores o "factores mas importantes" para cada una de las variables de los tres primeros componentes principales.

Variable	PC1	PC2	PC3	Variable	PC1	PC2	PC3
BIO1	0,0291	0,0014	-0,0198	BIO12	0,6033	-0,3940	0,3797
BIO2	0,0007	0,0126	0,0072	BIO13	0,1314	-0,0321	0,0712
BIO3	-0,0021	-0,0020	0,0038	BIO14	0,0109	-0,0083	-0,0007
BIO4	0,3356	0,5267	-0,3801	BIO15	0,0017	0,0017	0,0049
BIO5	0,0322	0,0137	-0,0183	BIO16	0,3216	-0,2094	0,2591
BIO6	0,0238	-0,0126	-0,0183	BIO17	0,0353	-0,0280	0,0048
BIO7	0,0084	0,0263	0,0000	BIO18	0,2111	-0,0327	-0,0061
BIO8	0,0336	0,0065	-0,0253	BIO19	0,0338	-0,0424	0,0244
BIO9	0,0255	-0,0056	-0,0126	CTI	0,0604	-0,2362	-0,1667
BIO10	0,0318	0,0062	-0,0222	PENDIENTE	0,1952	0,6782	0,5751
BIO11	0,0243	-0,0061	-0,0140	ALTITUD	-0,5550	-0,0419	0,5266
				VARIANZA	42%	31%	14%

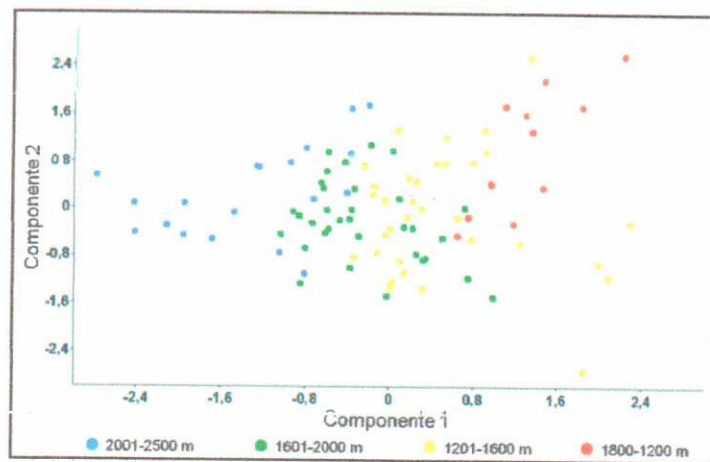


Figura 3. Análisis de los dos primeros componentes principales resaltando con colores las localidades de registro por cuatro intervalos altitudinales: rojo (1800-1200), amarillo (1201-1600), verde (1601-2000) y azul (2001-2500).

A partir de la comparación entre valores de precipitación media anual y altitud, entre las localidades de registro, los pixeles que representan la distribución geográfica potencial (MNE) y los pixeles que corresponden con la SMO (Fig. 4), se observa una restricción ambiental de los valores de las localidades y de los de presencia potencial con respecto a los valores de la SMO. En esta misma figura se describe, con base en la comparación entre los diferentes tipos de vegetación (que integran la distribución potencial generada), que el BMM coincidió con los principales intervalos de altitud y precipitación; mientras que la selva mediana subperenifolia presentó intervalos más restringidos. Los bosques de encino y pino proporcionan intervalos de altitud favorables y una restricción parcial de precipitación. Respectivamente, a partir de la ubicación geográfica de los 136 registros de la especie encontramos que 89 puntos se ubicaron en bosque mesófilo de montaña, 37 en bosques de encino y pino y 10 en selva mediana subperenifolia.

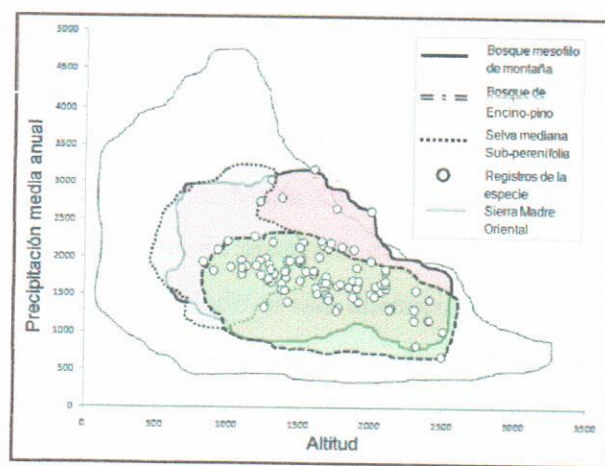


Figura 4. Comparación de los valores de precipitación media anual y altitud entre la Sierra Madre Oriental, la distribución potencial, los tipos de vegetación y las localidades de registro.

DISCUSIÓN

Debido a la controversia existente en torno a la distribución geográfica y ecológica de esta especie, primero era necesario hacer una recopilación y análisis de las localidades históricas de registro. La actualización y posterior depuración realizada demostró que el 60% de los registros fue redundante a través de las diferentes fuentes, un 15% no contó con la información mínima necesaria para ser georreferenciado, y un mínimo porcentaje (4%) correspondía a registros fuera de su distribución natural conocida lo que pone en duda su validez. Sin embargo, el total de 41 (21%) registros históricos considerando la importancia de la especie por su categoría de riesgo, así como de su extensión conocida, implica que existe una localidad histórica conocida por cada 438 km². Lo que corresponde a un bajo número de registros a pesar de que la región de la SMO es una de las mejores inventariadas del país (Navarro-Sigüenza et al. 2004) esto producto quizá de las características especiales de conducta evasiva de la especie.

La obtención de 95 nuevos registros en tan sólo medio año de trabajo de campo con un promedio de 4 días de monitoreo por mes, resultó muy elevada en comparación con el número de registros históricos; esto quizá fue producto del empleo de nuevos métodos tanto en la elección de áreas potenciales de búsqueda (producto del primer ejercicio de modelado) así como de mayores esfuerzos de búsqueda intensiva con el método auditivo empleado. Sin embargo, también sugiere que la especie es más común de lo que se pensaba. Por otro lado,

debido a que las salidas al campo no estuvieron restringidas exclusivamente a sitios predichos por el primer ejercicio de modelado, existieron algunas localidades de presencia de la especie y no predichas por el primer ejercicio de modelado (e.g. Xicotepec y Nauzontla en Puebla, Atzalan y Tepetlan en Veracruz, y Santa María Chilchotla en Oaxaca; Apéndice 1). Sin embargo, la ubicación de estos registros de presencia correspondió con áreas próximas a las predichas por el primer ejercicio de modelado en una distancia promedio menor a 3 km, por lo que en general el MNE permitió optimizar los esfuerzos de muestreo en campo. Esto mismo permitió a su vez el validar la presencia de la especie en localidades con registros muy antiguos, por ejemplo "Miramar" en Xilitla, SLP, donde existía un registro en 1950 (Davis 1952) o en Huachinango, Puebla, registrado en 1947 (Collar et al. 1992).

El ejercicio final de modelado (a partir de 136 localidades; considerando los 95 nuevos registros y los 41 históricos), para ambos algoritmos empleados (GARP y MAXENT) arrojó un mapa cuya predicción geográfica potencial sugirió su presencia en áreas geográficamente intermedias a las localidades históricas, lo que permitió dar una continuidad geográfica de puntos de registro a lo largo del área de distribución conocida. Con base a la definición de una extensión de área moderada y la predicción de un alto porcentaje de puntos de registro (mas del 95 %), consideramos que la predicción hecha por GARP como por MAXENT en este trabajo es representativa de la distribución real de la especie, no obstante que el primero tendió a una mayor sobrepredicción y el segundo a un sobreajuste, resaltando que las diferencias con relación a las áreas predichas por ambos algoritmos son mínimas (i.e. 92% de coincidencia de GARP con relación a MAXENT).

Ciertamente la validación de las ausencias de una especie, depende de diversos factores para poder ser validada; por ejemplo, los factores metodológicos, los logísticos y los verdaderamente biológicos. En este estudio sugerimos la ausencia del Chivizcoyo en la Sierra Norte de Oaxaca (SNO), con base en el fracaso en su búsqueda intensiva, a pesar de que la SNO cuenta con las condiciones ambientales para la presencia del Chivizcoyo, como lo sugieren los ejercicios de MNE, e incluso el hábitat (BMM). Aunque no se puede descartar la posibilidad de una posible extinción de la especie en esta región; esto también sugiere que no son las variables climatológicas las que están limitando su distribución al sur, sino que aparentemente su ausencia responde a factores de tipo histórico-biogeográfico (accesibilidad

sensu Soberón y Peterson 2005 y Soberón 2007). Por otro lado, no existe evidencia histórica de presencia en la SNO (Binford 1988); a pesar de que Aguilar (2000) la registró en Puerto Soledad, Oaxaca (localidad que representa el punto de registro más al sur conocido) y quien sugirió la presencia de la especie aún más al sur con base en el tipo de vegetación (BMM) presente en la SNO. En este estudio sólo se corroboró la presencia de la especie en Chilchotla, una localidad cercana a Puerto de la Soledad, Oaxaca, pero no más al sur (Fig. 1).

Con base la información recopilada en campo y un análisis de la geografía de la región, consideramos que el Río Santo Domingo, Oaxaca, ubicado (a 10 km aprox.) al sur de las localidades de Puerto Soledad y Chilchotla, representa el límite de distribución sur de la especie. Sugerimos que este río representa una barrera geográfica y ambiental para el Chivizcoyo, ya que el cauce posee una altitud de apenas 200 msnm y se caracteriza por un clima cálido con una vegetación de selva baja caducifolia y subperennifolia. Además, y de manera coincidente, se sabe que este mismo río representa un límite de distribución para otras especies de mamíferos (i.e. *Microtus quasiater*, *Criptomys magna*) y anfibios (i.e. *Pseudoeurycea bellii*); Paniagua y Morrone 2009).

Con respecto a los límites de distribución de la especie al este, oeste y norte, muy probablemente son las condiciones ambientales las que están moldeando sus patrones geográficos, ya que dichos requerimientos según el MNE, no se presentan más allá de las localidades de registros conocidas, a diferencia de la región sur en la SNO.

Con relación a la descripción ambiental, se sabe que la SMO es un continuo geográfico que tiene un amplio gradiente de condiciones ambientales (representados en la figura 4 por dos de ellas: la altitud y la precipitación media anual), donde se observa la restricción de la distribución potencial de la especie con respecto de la SMO. Considerando a las condiciones ambientales que brindan los diferentes tipos de vegetación, se puede decir que el BMM es óptimo para la presencia del Chivizcoyo, ya que presenta los intervalos de altitud y precipitación más coincidentes con respecto a la distribución potencial, a diferencia de lo que sucede con la selva mediana subperenifolia, que presenta intervalos más restringidos. Sin embargo, los bosques de coníferas y encino proporcionan intervalos de altitud favorables, pero una restricción parcial de precipitación. Esta aportación de condiciones ambientales dadas por los diferentes tipos de vegetación para la presencia de la especie, se refleja en el porcentaje de

registros puntuales en la geografía, donde se observa que el mayor porcentaje de registros fue en BMM (65.4%), seguido por los bosques de encino y pino encino (27.2 %) y en menor proporción la selva mediana subperenifolia con 10 (7.3 %).

La IUCN (2000) sugiere la presencia de la especie en un intervalo altitudinal de 900 a 3100, sin embargo en este estudio no se registró a la especie a más de 2500 m y la predicción del MNE final tampoco la ubicó en sitios tan elevados. Aunque es posible que la especie se encuentre a tales altitudes, consideramos que no serían éstas las condiciones más favorables u óptimas. El análisis de las variables asociadas a la presencia potencial de la especie (Fig. 2) sugiere que la especie requiere de ciertos intervalos en cada una y de combinaciones, que representadas a través de los análisis de PCA (Fig. 3, Cuadro 2) facilitan el reconocimiento de los patrones de distribución ambiental de la especie (Fig. 4), donde se puede observar que a pesar de que la SMO es un continuo geográfico, la especie está restringida geográfica y ecológicamente a ciertos intervalos de precipitación media anual y altitud.

Finalmente fue posible establecer los límites de la distribución geográfica y ambiental de la especie a una macro-escala donde las condiciones ambientales propicias para su presencia corresponden a un aproximado de 17956 km² de acuerdo al algoritmo GARP y 12974 km² con base en el algoritmo de MAXENT; sin embargo, en ambos casos la cifra aproximada es mayor a los 6900 km² propuestos por la IUCN (2000); notándose una clara falta de análisis de la distribución puntual de la especie, ya que existen localidades históricas de presencia de la especie que aparentemente no fueron contempladas por la IUCN (2000), como lo son las del sureste del estado de Hidalgo y norte de Puebla; y el norte del estado de Oaxaca y sus límites con Puebla (Fig. 1). En las salidas al campo fue posible detectar a la especie en un 91% de las localidades visitadas, y con un promedio de 4.3 respuestas de individuos diferentes por localidad. Aunque los datos de abundancia no se presentan por localidad, los valores de respuesta representan un alto valor considerando tanto la conducta evasiva de la especie, así como los valores reportados previamente por Eitniear et al. (2001) y Mota (2008).

En este estudio se amplía la distribución ambiental conocida para la especie, ya que ciertamente presenta tendencias de preferencia por las condiciones ambientales propias del BMM, como lo muestra el análisis ambiental; sin embargo, también se encuentra en otros

tipos de vegetación como los bosques de pino-encino y la selva mediana subperenifolia, lo que demuestra que la especie no está restringida a los BMM como se había considerado históricamente (Leopold 1977, Collar et al 1992, Howell y Webb 1995). Por otro lado, durante las salidas al campo, en la mayoría de las localidades se registró a la especie en matrices paisajísticas con bosques parcialmente (y en ocasiones altamente) perturbados, por lo que se sugiere que la especie soporta alteración y perturbación a diferentes niveles. Considerando lo anterior, en combinación con su extensión de su distribución geográfica y ecológica, así como su abundancia, se sugiere que la especie no debería considerarse como “en peligro de extinción” de acuerdo a la NOM-ECOL-059 en su última versión (SEMARNAT 2011). Se sugiere que si bien la especie podría estar bien representada en la categoría de “vulnerable”, se debe considerar una redefinición del área de distribución adoptada por la IUCN. Sin embargo, los resultados obtenidos en este estudio no deben mermar los esfuerzos de conservación de esta especie, al contrario, deben estimular la realización de más estudios acerca de la historia natural, abundancia y distribución a escalas más finas para entender más acerca de esta enigmática perdiz.

AGRADECIMIENTOS

Adriana Sandoval, Claudia Gallardo, Pedro Mota helped during the field trips. Adolfo Navarro and Sergio Aguilar contributed with historical locality records. Rosario Landgrave provided assistance with GIS. Antonio Guillén, Eduardo Pineda and Antonio Maruri provided logistical support during the fieldwork. This work also benefited from the support of the Universidad Autónoma de Tlaxcala and the Instituto de Ecología, A. C. The Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) and the Programa de Movilidad Estudiantil (ECOES) provided financial support through fellowships to first author

BIBLIOGRAFÍA

- Anderson, R. P., Gómez-Laverde, M., & Peterson, A. T. (2002). Geographical distributions of spiny pocket mice in South America: insights from predictive models. *Global Ecology and Biogeography*, 11, 131-141.
- Anderson, R. P., Lewc, D., & Peterson, A. T. (2003). Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, 162, 211-232.
- Aguilar, S. (2000). Registro de la Perdiz veracruzana o Chivizcoyo (*Dendrortyx barbatus* Gould) en la Sierra Norte de Oaxaca. *Huitzil*, 1, 9-11.

- Aguilar, S. (2003). Perdiz veracruzana o Chivizcoyo (*Dendrortyx barbatus*). en: Gómez de Silva, H. & A. Oliveras de Ita (Eds). Conservación de aves: experiencias en México. CIPAMEX, National Fish and Wildlife Foundation, CONABIO. México, D. F. Pp. 167-168.
- Navarro, A. G., Peterson, A. T., & Gordillo-Martínez, A. (2003). Museums working together: the atlas of the birds of Mexico. *Bulletin British Ornithologists Club Supplement*, 123A, 207-225.
- Binford, L. C. (1989). A distributional survey of the birds of the Mexican state of Oaxaca. *Ornithological Monograph*, 43: 1-418
- Collar, N. J., Gonzaga, L. P., Krabbe, N., Madroño, N., Naranjo, L. G., Parker T. A., & Wege, D. C. (1992). Threatened Birds of the Americas. International Council for Bird Preservation. Cambridge, UK. Pp. 167-170.
- Carroll, C., Zielinski, W. J., & Noss, R. F. (1999). Using presence-absence data to build and test spatial habitat models for the fisher in the Klamath Region, U.S.A. *Conservation Biology*, 13, 1344-1359.
- Carroll J. & Hoogesteijn, A. (1995). Observations of the Venezuelan Wood Quail at Rancho Grande. Henri Pittier National Park Venezuela. En D. Jenkins (Ed.). Ann. Rev. WPA 1993/1994 World Pheasant Association, Reading, U.K. Pp 67-72.
- Cowley, M. J. R., Wilson, R. J., León-Cortés, J. L., Gutierrez, D. C., Bulman, R. & Thomas, C. D. (2000). Habitat-based statistical models for predicting the spatial distribution of butterflies and day-flying moths in a fragmented landscape. *Journal of Applied Ecology*, 37, 60-72.
- Davis, I. L. (1952). Winter bird census at Xilitla, San Luis Potosí. *Condor*, 54, 345-350.
- Eitniear, J. C., Aguilar, S., Gonzáles, V., Pedraza, R., & Baccus, J. T. (2000). New records of Bearded Wood Partridge, *Dendrortyx barbatus* (Aves: Phasianidae) in México. *Southwestern Naturalist* 45, 238-241.
- Eitniear J. C., Aguilar, S., Baccus J. T., & Carroll J. P. (2001). Response rates of Bearded Wood-Partridges (*Dendrortyx barbatus*, Aves: Phasianidae) to play back of a recorded call. *Vida Silvestre Neotropical* 10, 1-2
- Eitniear J. C., Aguilar, S., & Cornejo J. (2008). Observing the bearded wood partridge: a rare and elusive species. *Neotropical birding* p 67-71.
- Elith, J., H. Graham, C. P., Anderson, R., Dudik, M., Ferrier, S., Guisan, A. J., Hijmans, R., Huettmann, F. R., Leathwick, J., Lehmann, A., Li, J. G., Lohmann, L. A., Loiselle, B., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., McC Overton, J., Peterson, A. T., Phillips, S., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R., Soberon, J., Williams, S. S., Wisz, M., & Zimmermann, N. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*. 29: 129-151.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute). (1999). ArcView GIS, V. 3.2. ESRI Inc. California, USA.
- Godown Mandeline, E., & Townsend Peterson, A. (2000). Preliminary distributional analysis of US endangered bird species. *Biodiversity and Conservation*, 9, 1313-1322
- Global Biodiversity Information Facility (GBIF: www.gbif.org). Consulted: January 2010.
- Howell, S. & Webb, S. (1995). A Guide to the bird of México and Northern Central American. Oxford University Press, New York. USA.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). (1992). Cartas Topográficas 1:50000. Aguascalientes, México.
- IUCN, International Union for Conservation of Nature, 1994, (2000). IUCN Red list of threatened species (www.iucnredlist.org). consulted: january 2010
- Lowery, H. J. & Newman, J. R. (1951), Notes on the ornithology of southern San Luis Potosí. *Wilson Bulletin*, 63, 315-322.
- Navarro, S. A., Garza-Torres, H. A., López de Aquino, S., Rojas-Soto, O., & Sánchez-González, L. A. (2004). Patrones biogeográficos de la avifauna de la Sierra Madre Oriental, México. pp. 439-467 in Luna-Vega, I., J. J. Morrone, & D. Espinoza (eds). La Sierra Madre Oriental: un enfoque multidisciplinario. Facultad de Ciencias, UNAM, México, D.F., México
- Manel, S., Dias, J. M. S., Buckton, T., & Omerod, S. J. (1999). Alternative methods for predicting species distribution: an illustration with Himalayan river birds. *Journal of Applied Ecology*, 36, 734-747.
- Martínez-Morales, M. (2007). Avifauna del bosque mesófilo de montaña del noreste de Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 78, 149-162.
- Mota-Vargas, C. (2008). Distribución, abundancia relativa y uso de hábitat del chivizcoyo *Dendrortyx barbatus* (Aves: Odontophoridae) en el municipio de Coatepec, Ver. Tesis Universidad Veracruzana.
- Paniagua, L. L., & Morrone, J. J. (2009). Do the Oaxacan Highlands represent a natural biotic unit? A cladistic biogeographical test based on vertebrate taxa. *Journal of Biogeography*, 36 (10), 1939-1944.

- Peterson, A. T. (2001). Predicting species geographic distributions based on ecological niche modeling. *Condor*, 103, 599–605
- Peterson, A. T., Navarro S. A., & Benítez-Díaz, H. (1998). The need for continued scientific collecting: a geographic analysis of Mexican bird specimens. *IBIS*, 140, 288–294.
- Phillips, S. J., Dudík, M., & Schapire, R. E. 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning ; Banff, Canada.
- Pulliam, H. R., & Dunning, J. B., 1997. Demographic processes: population dynamics on heterogeneous landscapes. In: Meffe, G.K., & C. R. Carroll (Eds.), Principles of Conservation Biology, 2nd Edition Sinauer Associates, Inc, Sunderland, pp. 203-232.
- REMI, Red Mundial de Información sobre Biodiversidad (REMI <http://www.conabio.gob.mx>). consulted: January 2010.
- Rojas-Soto, O., Según-Sánchez, F. J., & Navarro-Sigüenza, A. (2001). Additional information on the avifauna of Queretaro, México. *Cotinga*, 15, 48-52.
- Rojas-Soto, O., Alcántara-Ayala and A. G. Navarro-Sigüenza. 2003. Regionalization of the avifauna of the Baja California peninsula, Mexico: a Parsimony Analysis of Endemicity and distributional modeling approach. *Journal of Biogeography*, 30,449-461.
- Rojas-Soto, O., Martínez-Meyer, E., Navarro S. A., Oliveras de Ita, A., Gómez de Silva, H. & Townsend Peterson, A. (2008). Modeling distributions of disjunct populations of the Sierra Madre Sparrow. *Journal Field Ornithology*. 79, 245–253
- Raxworthy, C. J., Martínez-Meyer, E., Horing, N., Nussbaum, R. A., Schneider, G. E., Ortega-Huerta, M. A., and Peterson, A. T. 2003. Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature* 426, 837-841.
- SEMARNAT. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-059- ECOL-2001, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Secretaría de Gobernación, México. Pp. 1-80.
- Soberón, J. & Peterson, T. A. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2, 1-10.
- Soberón, J. (2007) Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species *Ecology Letters* 10:1115–1123
- Stockwell, D. R. B., & Noble, I. R. (1991). Inductions of set rules from animal distribution data: A robust and informative method of data analysis. *Mathematics and Computer Simulation* 32, 249-254.
- Stockwell, D. R. B., & Peters, D. (1999). The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *Geographic Information Science*, 13, 143-158.
- Villa-Bonilla, B., Rojas-Soto, O., Colodner-Chamudis, G. & Tejeda-Cruz, C. (2008). Inventarios municipales de avifauna y su aplicación a la conservación el caso de Zacapoaxtla, Puebla, México. *Ornitología Neotropical*, 19, 531-551.
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25, 1965–1978.
- USGS (United States Geological Survey). (2001). HYDRO 1K: elevation derivative database. <http://edc.usgs.gov/products/elevation/gtopo30/hydro/namerica.html>.

Apéndice 1. Localidades visitadas durante las salidas a campo donde se presentan los registros de presencia y ausencia de la especie. Estado (SLP San Luis Potosí, Hgo. Hidalgo, Ver. Veracruz, Pue. Puebla, Oax. Oaxaca). Número consecutivo de la localidad visitada (No.) y nombre. El número de registros de la especie por localidad (Reg.). La fecha, todas del año 2010.* Localidades visitadas no predichas por el primer modelo.

Estado	Municipio	Localidad	Reg.	Fecha
Presencias				
		No. Nombre		
SLP	Xilitla	1 Miramar Viejo	8	8-abr
		2 La Trinidad	7	9-abr
		3 La Silleta	1	10-abr
Hgo.	Chapulhuacán	4 El Sótano	7	16-abr
Ver.	Zilacatipán	5 Zilacatipán	4	21-abr
	Alpatlahuac	6 Alpatlahuac	5	4-jul
	Huatusco	7 Las cañadas	2	6-jul
	Ixhuacán de los Reyes	8 Buena Vista	4	29-jul
	Cosautlán	9 El Mirador	2	30-jul
	Coscomatepec	10 Huatusco-Coscomatepec	3	4-ago
	Tlacolulan	11 Tlacolulan	4	24-ago
	Coatepec	12 El pino	1	28-ago
	Ixtaczoquitlán	13 Cerro Chichahuaxtla	1	7-sep
	Atzalán	14 Atzalán*	2	19-sep
	Acatlán	15 Acatlán	7	22-sep
	Tepetlán	16 Tepetlán*	7	23-sep
Pue.	Ahuacatlán	17 Ahuacatlán	6	26-oct
	Nauzontla	18 La Unión*	3	27-oct
	Tetela de Ocampo	19 La Sierra	1	27-oct
	Huachinango	20 Huachinango	2	27-oct
	Xicotepec	21 Xicotepec*	1	28-oct
Hgo.	Tenango de Doria	22 Tenango de Doria	12	28-oct
Oax.	Santa María Chilchotla	23 Chilchotla*	5	23-nov
Total de registros de presencia			95	
Ausencias				
Oax.	Concepción Pálpalo - Santa María Tlalixtac	24 Concepción Pálpalo		22-nov
	Valle Nacional -La Esperanza	25 La Esperanza		23-nov

5 DISCUSIÓN

Para delimitar el área de distribución de las especies existen factores intrínsecos a los organismos y otros metodológicos (Rapoport, 1975, Soberón y Peterson 2005). En el presente estudio se compararon diferentes métodos que se han utilizado para delimitar el área de distribución de distintas especies. Los resultados obtenidos de cada método son una versión del área de distribución del Chivizcoyo y elegir la mejor versión fue posible con base en dos criterios: extensión de área y predicción de puntos de registro. El MNE fue el método que aportó los mejores resultados, esto debido en parte a que los otros cuatro métodos (areográfico, cartográfico, polígono mínimo convexo y “mano alzada”) delimitan el área de distribución a partir de la ubicación geográfica de los puntos de registro, mientras que el MNE utiliza puntos de registro ubicados en la geografía y variables ambientales o abióticas para delimitar el área de distribución de especies como lo propone Soberón y Peterson (2005).

A partir de la recopilación de puntos de registro del Chivizcoyo previos a este trabajo, se obtuvo una referencia histórica de su área de distribución. Con la actualización de estos puntos, más la obtención de nuevos registros en campo; y el uso de un método predictivo cuyo desempeño fue comparado con otros métodos, fue posible establecer los límites tanto geográficos como ambientales. El área de distribución del Chivizcoyo propuesta en este trabajo (17956 km²), es mayor a la propuesta por la IUCN (2000) 6900 km². Ciertamente este estudio se llevó a cabo a una macro-escala, y representa las condiciones ambientales donde la especie puede estar presente; sin embargo, existen localidades predichas por el modelo donde la especie sí está y no fueron contempladas por la IUCN, por tal motivo sugerimos una redefinición de su área de distribución, incluyendo las localidades propuestas en este trabajo. El primer ejercicio de modelado de nicho, validado a través del monitoreo de distintos sitios utilizando la técnica auditiva empleada, permitió maximizar la detección del Chivizcoyo en más del 90% de las localidades visitadas, así como la obtención de un promedio de 4.3 % de respuestas independientes por localidad. Estos resultados sugieren que la especie es más común de lo que se creía previamente, simplemente que se había fallado en el empleo de métodos más efectivos. Considerando los resultados obtenidos en este estudio sugerimos la remoción de la categoría de riesgo de “en peligro de extinción” propuesta por la SEMARNAT (2011) a una categoría menor de amenaza.

6 CONCLUSIÓN

La elaboración de una base de datos con registros históricos es fundamental para comprender la evolución del conocimiento de especies con características especiales como lo es el chivizcoyo. El uso de MNE resultó una herramienta eficiente para optimizar esfuerzos de muestreo y delimitar el área de distribución de esta perdiz. El trabajo de campo permitió actualizar la información existente y obtener nuevos registros de presencia, mientras que los registros de ausencia y un análisis geográfico del área de estudio permitieron editar áreas propuestas por el MNE, por lo que sugerimos el uso de esta herramienta con su correspondiente trabajo de campo. El área de distribución de la especie es mayor a la propuesta por la IUCN por lo que se sugiere la redefinición del área de distribución del Chivizcoyo. Se sugiere la reevaluación de la categoría de riesgo en "peligro de extinción" propuesta por la SEMARNAT a una categoría menor de amenaza como la de vulnerable.

7 PERSPECTIVAS

La comparación de diferentes métodos para delimitar el área de distribución del Chivizcoyo así como su descripción geográfica y ambiental a partir del uso de MNE permite dirigir esfuerzos de investigación y sugerir propuestas como:

- 1.- Utilizar los MNE para delimitar el área de distribución de otras especies poco conocidas o con características similares.
- 2.- Dirigir esfuerzos de investigación y/o conservación de la especie en las nuevas localidades de registro o de importancia histórica.
- 3.- Efectuar estudios de la especie a una escala mas fina, para complementar la distribución potencial propuesta en el presente trabajo

8 BIBLIOGRAFÍA

Collar NJ, Gonzaga LP, Krabbe N, Madroño N, Naranjo LG, Parker TA y Wege DC 1992. Threatened Birds of the Americas. International Council for Bird Preservation. Cambridge, UK. pp. 167-170.

Eitniear JC, Aguilar S y Cornejo J. 2008. Observing the bearded wood partridge: a rare and elusive species. *Neotropical birding* pp 67-71.

Howell S y Webb S. 1995. A Guide to the bird of México and Northern Central American. Oxford University Press, New York. USA.

IUCN, International Union for Conservation of Nature. 1988, 1994, 2000 y 2009. Red list of threatened species (www.iucnredlist.org).

Rapoport HE. 1975. Aerografía, estrategias geográficas de las especies. Fondo de cultura económica. México D. F.

SEMARNAT. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación 2011. Norma Oficial Mexicana NOM-059- ECOL-2001, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Secretaría de Gobernación, México. pp. 1-80.

Soberón, J. y Peterson, T. A. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2, 1-10.