



UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias

**Priorización de áreas de interés para la
conservación de la avifauna en el extremo
occidental de la Faja Volcánica Transmexicana**

Tesis

que para obtener el grado de

**Maestro en Ciencias en Biosistemática y Manejo de
Recursos Naturales y Agrícolas**

Presenta

Alejandra Galindo Cruz

Director

Miguel Vásquez Bolaños

Co-director

Francisco Javier Sahagún Sánchez

Zapopan, Jalisco

diciembre de 2019



UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias

Priorización de áreas de interés para la conservación de la avifauna en el extremo occidental de la Faja Volcánica Transmexicana

Por

Alejandra Galindo Cruz

Maestría en Ciencias en Biosistemática y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas

Aprobado por:

Miguel Vásquez Bolaños

Dr. Miguel Vásquez Bolaños
Director de Tesis e integrante del jurado

22 nov 2019

Fecha

Francisco Javier Sahagún Sánchez

Dr. Francisco Javier Sahagún Sánchez
Co-Director de Tesis e integrante del jurado

22/11/2019

Fecha

Verónica Rosas

M. en C. Verónica Carolina Rosas Espinoza
Asesor del Comité Particular e integrante del jurado

22/nov/2019

Fecha

Aarón Rodríguez Contreras

Dr. Aarón Rodríguez Contreras
Asesor del Comité Particular e integrante del jurado

22/nov/2019

Fecha

Miguel Ángel Muñiz Castro

Dr. Miguel Ángel Muñiz Castro
Sinodal e integrante del jurado

22/Nov/2019

Fecha

*A Rosy Cruz y Nano,
Por todo su amor y por todas las ausencias durante este proceso*

Agradecimientos

Quiero agradecer a mi madre y a mi hermano, que me han alentado toda mi vida a realizar las cosas con esmero y dedicación. Por siempre impulsarme a lograr todo aquello que me propongo. ¡Gracias por un logro más!

A Kirey Barragán, por ser mi ñoñis favorita para disfrutar a las aves, por preparar el café cuando estaba concentrada y porque sin tu ímpetu de madre preocupona, quizá hubiera muerto de hambre en los momentos más demandantes de la tesis.

A mi patroncita Verónica Rosas, por ser mi madre académica. Te agradezco de todo corazón tu apoyo, comprensión y dedicación. Pues, sin importar los obstáculos siempre me impulsas a seguir adelante con pasión y determinación.

A Javier Sahagún, por aceptarme como alumna y depositar tu confianza en mí a pesar de no conocerme. Gracias por todos tus comentarios, paciencia, oportunidades y por soportar mis crisis durante este proceso.

A Miguel Vásquez, por aceptarme como tu alumna, por tus consejos y por tu excelente disposición a lo largo de estos dos años y medio. A Aarón Rodríguez y Miguel Muñiz por sus consejos, correcciones y comentarios.

A Octavio Rojas, Claudio Mota y Alex Peña del laboratorio de Bioclimatología del INECOL, por sus enseñanzas y por recibirme con los brazos abiertos durante la estancia y, sobre todo, por sus comentarios, participación y maravillosa disposición de ayudarme cada que lo necesite.

A todo el equipo de Biosferazul, en especial a Luis Toro y David González por el apoyo, paciencia y comprensión brindados. Gracias por siempre dejar la puerta abierta y alentar en todo momento mi desarrollo profesional.

A Patricia Zarazúa y a Yuri de la coordinación del programa de Maestría en Ciencias en Biosistemática y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas (BIMARENA), por sus atenciones durante más de dos años. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca 855494. A todos mis maestros de la maestría y en especial a Georgina Quiroz y Raymundo Villavicencio por todos sus comentarios y enseñanzas.

A todas las personas que me acompañaron y aconsejaron durante este proceso.

¡Muchas gracias!

Capítulo I.- Introducción.....	4
Literatura citada	11
Capítulo II.- Implicaciones del uso del concepto filogenético de especie sobre la asignación de las categorías de riesgo: el caso de las aves de México	20
Resumen.....	21
Abstract.	22
Introducción	23
Métodos	26
Resultados	30
Discusión	32
Literatura citada	38
Anexo 1.-	47
Anexo 2 -	51
Apéndice II.1 Modelos de distribución de especies (MDE) y Polígonos mínimos convexos (PMC)	57
Capítulo III.- Identificación de áreas de importancia para la conservación de las aves en la región occidental de la Faja Volcánica Transmexicana.....	91
Resumen.....	92
Abstract.....	93
Introducción	94
Métodos	97
Resultados	103
Discusión	107
Literatura citada	113
Anexo 1.-	126
Anexo 2.-	128
Apéndice III.1 Complemento de II.1 modelos de distribución de especies (MDE).....	130
Conclusión	143

Capítulo I

Introducción

Introducción

Las aves son los vertebrados terrestres más conspicuos del planeta y se distribuyen en la mayoría de los ecosistemas, tanto en ambientes terrestres como acuáticos, exceptuando los desiertos más extremos y en el centro de la Antártida. Son el grupo de vertebrados terrestres más rico en especies debido a una acelerada diversificación tanto evolutiva como geográfica (Jetz et al., 2012). México posee una riqueza de aves de 1,150 especies (Navarro-Sigüenza et al., 2014; Avibase, 2016; Gil y Donsker, 2019), lo que lo coloca en el onceavo lugar a nivel mundial en riqueza de especies y el cuarto en cuanto a la proporción respecto a su número de endemismos (Navarro-Sigüenza et al., 2014). Infortunadamente, los procesos de modificación y transformación de los paisajes, así como la extracción indiscriminada de especies, han generado presión sobre la biodiversidad en general y para el caso de las aves el 25% del total de especies registradas para México están bajo alguna categoría de protección, de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010, (DOF, 2010).

A nivel regional se destaca la Faja Volcánica Transmexicana (FVT) donde se han registrado el 63% de aves de México y aproximadamente el 23% de las especies de aves endémicas reportadas para el país (Navarro et al., 2007; Sarukhán, et al. 2009). Respecto a las especies consideradas en alguna categoría de riesgo se tiene reportado que al menos 43 de las especies de la FVT están en alguna categoría de protección (Navarro et al., 2007; CONABIO, 2016; DOF, 2010). El hecho que la FVT presente una riqueza de especies intermedia respecto a las demás regiones del país, se debe al patrón global de incremento de especies de latitudes norte hacia el ecuador (Espinosa y Ocegueda, 2008) y a la convergencia entre las regiones biogeográficas Nearctica y Neotropical (Udvardy, 1975). En contraste el mayor número de

especies de aves endémicas se presenta en el oeste del país (Escalante et al., 1993; Navarro y Benítez, 1993).

El centro occidente del país concentra aproximadamente 250 de las especies de aves residentes de México (Escalante et al., 1993; Espinosa y Ocegueda, 2008). La región occidental de la FVT está compuesta por macizos montañosos caracterizados por presentar amplios gradientes altitudinales, los cuales van desde el nivel del mar hasta 4260 m snm (Ramírez-Pulido, 1999). Este gradiente altitudinal permite albergar una serie de tipos de vegetación que van desde lo tropical como es el bosque tropical caducifolio en las altitudes bajas hasta lo templado a mayores altitudes como es el caso del bosque de encino, encino-pino y en algunos casos mesófilo de montaña (CONABIO, 2010) por lo que se ha generado un mosaico de afinidades ecológicas complejas de flora y fauna, que conducen a una concentración significativa de endemismo (Peterson y Navarro-Sigüenza, 2000) lo que enfatiza la singularidad biológica de la región.

Debido a que el paisaje es un espacio geográfico dentro de una región, formado por un mosaico heterogéneo compuesto de diversos ambientes interactuantes (Forman, 1995) se puede definir de manera integral como el total de entidades físicas, ecológicas y geográficas que integran todos los patrones naturales (Naveh y Lieberman, 1994), donde la riqueza de especies se incrementa en hábitats que presentan una mayor complejidad estructural de la vegetación y menor actividad humana (Shondube et al., 2018). Por lo tanto, la heterogeneidad del paisaje y la conectividad entre los tipos de hábitat son elementos esenciales para la implementación efectiva de la conservación de la biodiversidad fuera de las áreas naturales protegidas (Janzen, 1983).

La pérdida del hábitat es uno de los principales factores que afectan a la diversidad (Brawn et al., 2001; Sulaiman, 2013) y puesto que las aves presentan una estrecha relación entre la estructura de la vegetación y sus recursos asociados como son: la disponibilidad de hábitat o la existencia de alimento y zonas de anidación (Brush y Stiles 1986; Holmes y Recher, 1986; Milesi et al., 2002; Wolfe et al., 2014), muchas especies son sensibles a cambios mínimos en su hábitat (Brawn et al., 2001; Taylor et al., 2013).

Debido a que una de las principales consecuencias de la deforestación es la creación de paisajes fragmentados y por ende los remanentes forestales quedan inmersos en una matriz de hábitats transformados (Kattan, 2002), considerar los criterios biológicos relevantes para la conservación (e.g. biodiversidad, amplitud de la cobertura forestal, conectividad biológica, variabilidad natural) podrían tener mayor influencia si se dispone de una estrategia que asegure no solo la representatividad de las especies (Martínez-Cruz e Ibarra-Manríquez, 2012) sino también sus dinámicas naturales, incluyendo la conservación de sus hábitats y de los procesos ecológicos a diferentes escalas espaciales y temporales (Franklin, 1993).

Con la finalidad de salvaguardar la biodiversidad en México, tanto de especies como de ecosistemas, se ha creado el Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SINAP), que incluye el registro de estos instrumentos de conservación en los tres niveles de gobierno: 1) federal, 2) estatal y 3) municipal (SINAP, 2019). Sin embargo, dicho sistema presenta algunas limitaciones que justifican la necesidad de fortalecerlo, por ejemplo, anteriormente, la creación de una ANP atendía a la necesidad o urgencia para la inclusión de espacios del territorio donde se manifestaban ecosistemas o especies de reconocida importancia, sin considerar los aspectos relacionados con la realidad socioecosistémica del entorno. En contraste, actualmente las áreas naturales que se protegen se definen considerando un

análisis biogeográfico, la ecología del paisaje, así como los asentamientos humanos en la región de interés, lo que ha fortalecido la forma en la que, actualmente, se definen las áreas prioritarias que deberían ser conservadas (Margules y Sarkar, 2009).

Como respuesta a estas nuevas formas de aproximación para la definición de las ANP del país se llevó a cabo la delimitación de Regiones Terrestres Prioritarias (RTP) para la conservación (Arriaga et al., 2000) a partir de talleres colegiados con el trabajo de especialistas. De manera similar, para el caso del enfoque ornitológico, fueron decretadas las Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (AICAS; Arizmendi y Márquez-Valdelamar, 2000) y los sitios RAMSAR. Sin embargo, a pesar del decreto de estas nuevas modalidades, las ANP son las únicas con un marco normativo bien definido en la legislación nacional, por lo que constituyen la estrategia base para la conservación de los ecosistemas y la biodiversidad (Dorfman, 2005; CONANP, 2019; Villavicencio et al., 2017).

La selección de áreas de conservación de especies prioritarias y su correspondiente gestión para la creación de las ANP, requiere del establecimiento de prioridades mediante la identificación de áreas con características relevantes obtenidas a partir de la evaluación de la biodiversidad (Ceballos et al., 2005). Debido a que las especies vulnerables o amenazadas se distribuyen en un extenso rango de características geográficas y ecológicas particulares (Godown y Peterson, 2000) y a que, la planificación de áreas de conservación para la biodiversidad se ve afectada, en ocasiones de manera drástica, por restricciones de tipo económico, social y político (Margules y Pressey, 2000), el diseño de estrategias para su conservación es una tarea complicada.

Entre los insumos clave para la definición de planes de manejo y conservación se encuentran las listas taxonómicas, ya que proporcionan una base para identificar especies, subespecies

y poblaciones evolutivamente únicas (Haig et al., 2006) ya que estas pudieran estar en riesgo y para las cuales se requiere llevar a cabo acciones de conservación específicas. Peterson y Navarro-Sigüenza (1999) argumentan que las prioridades de conservación en los análisis de biodiversidad dependen fundamentalmente del punto de vista taxonómico utilizado. Esta propuesta ha hecho evidente el debate acerca del concepto de especie más adecuado como unidad de estudio para fines de conservación y aplicabilidad a las políticas públicas en materia ambiental (Mayden, 1997; Peterson y Navarro-Sigüenza, 1999; Alström, 2006; Frankham, et al., 2012).

En el campo de la ornitología en México existe una propuesta taxonómica (Navarro-Sigüenza y Peterson, 2004) basada en el concepto filogenético de especie (CFE), que puede ser más adecuado para la toma de decisiones que el uso de concepto tradicional (concepto biológico de especie, CBE) utilizado actualmente por los instrumentos normativos de protección a especies. Puesto que las especies filogenéticas suelen estar más divididas geográficamente al constituir poblaciones alopátricas, que las especies biológicas (Zink y McKittrick, 1995) los taxones considerados por el CBE como de amplia distribución en la plataforma continental, bajo el CFE llegan a presentar rangos de distribución disminuidos, lo que incrementa la fragilidad intrínseca de cada una de las especies. Lo anterior genera que algunas especies bajo el concepto tradicional no sean consideradas bajo alguna categoría de riesgo de extinción, cuando debido a lo restringido que resulta su distribución podrían y deberían estar incluidas en las listas oficiales. Por lo anterior y de acuerdo con lo que plantea Vane-Wright et al., (1991) las prioridades de conservación deben tener en cuenta la filogenia, cuyo criterio para designar los límites de las especies requiere del reconocimiento de autapomorfias o combinaciones únicas para identificar y delimitar a las unidades evolutivas

o linajes monofiléticos (Cracraft 1983, Mcktrick y Zink 1988), en lugar de otorgar énfasis en la capacidad reproductiva (Mayr, 1942; Mayr, 1957). Y, en este sentido, las áreas que contienen una mayor diferenciación filogenética reciben mayor prioridad de conservación.

Por otro lado, la aplicación de la tecnología para el Modelado de Distribución de Especies (MDE), es extremadamente útil en la definición de áreas de importancia para la implementación de estrategias de conservación para la diversidad (Williams et al., 1996; Godown y Peterson, 2000). Por ejemplo, a partir de la selección de sitios con alta concentración de riqueza, particularmente de aquellas especies consideradas endémicas y/o amenazadas (Kramer et al., 1997). Los MDE permiten detectar áreas específicas que incluyen la mayor concentración de especies, que luego pueden ser relacionados con las cubiertas forestales que conforman mosaicos donde se expresan los elementos de hábitat (Chuvieco, 2010; Villavicencio, 2017). La combinación de dicha información puede favorecer la detección de aquellos sitios que mantienen una conectividad estructural, lo que puede favorecer la dispersión y el intercambio poblacional de distintas especies, además de mantener las condiciones ambientales del hábitat demandado por las especies (Bennet, 1998; Rudnick et al., 2012). La determinación de estas zonas con alta riqueza, alta endemidad, disponibilidad del hábitat y continuidad paisajística entre los parches de distintos tipos de vegetación utilizados por las especies, puede ayudar a la delimitación de áreas prioritarias para la conservación al considerar la complementariedad ecológica entre ellos (Egbert et al., 1999; Peterson et al., 1999; Lechner et al., 2016). Los enfoques que vinculan los MDE y los análisis de conectividad de paisaje dan como resultado herramientas analíticas sólidas para mejorar los protocolos sistemáticos de planificación de conservación, ya que otorgan

elementos de juicio para los tomadores de decisiones al momento de seleccionar sitios relevantes para la conservación.

En el presente trabajo se realizó una reevaluación de la distribución de distintas especies para las cuales se han definido nuevos linajes con distribución más restringida bajo una perspectiva basada en el CFE a partir de la estimación del área de distribución potencial. Lo que permitió determinar un conjunto complementario de especies prioritarias de conservación, para posteriormente delimitar las áreas de interés para la conservación de especies de aves prioritarias, basado en la combinación de la información sobre la distribución potencial de las mismas y la evaluación de la conectividad del paisaje en la región occidental de la Faja Volcánica Transmexicana. Se espera que este trabajo provea de elementos para focalizar los estudios de conservación con una perspectiva biogeográfica integral para la posible inclusión de nuevas áreas definidas al Sistema de Áreas Naturales Protegidas.

Literatura citada

- Alström, P. 2006. Species concepts and their application: insights from the genera *Seicercus* and *Phylloscopus*. *Acta Zoologica Sinica* 52: 429-434.
- Arriaga, L., Espinoza, J.M., Aguilar, C., Martínez, E., Gómez, L., Loa, E. (2000). Regiones terrestres prioritarias de México. CONABIO. México
- Arizmendi, Ma. del C. y Marquez, L. (2000). Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.

- Avibase. 2016. Listas de Aves del Mundo. México. <http://avibase.bsc-eoc.org/avibase.jsp>.
Accesado el 11 de mayo de 2017.
- Bennet, A. F. 1998. Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. IUCN. Gland, Suiza and Cambridge, UK. 254 pp.
- Brawn, J.D., S. K., Robinson y F.R., Thomson III. The role of disturbance in the ecology and conservation of birds. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 251-76
- Brush, T. y E.W. Stiles. 1986. Using food abundance to predict habitat use by birds en: J. Berner, M.L. Morrison y C.R. Ralphs (eds). *Wildlife 2000. Modelling Habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates*. University of Wisconsin Press. Madison, EUA. pp: 57-63
- Ceballos, G., P. Ehrlich, R., Soberón, J., Salazar, I. y Fay, J. P. 2005. Global mammal conservation: what must we manage? *Science* 309: 603-607
- Chuvieco, E. 2010. Teledetección ambiental - La observación de la Tierra desde el espacio. Editorial Ariel.
Barcelona, España. 590 pp.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2010. El Bosque Mesófilo de Montaña en México: Amenazas y Oportunidades para su Conservación y Manejo Sostenible. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 197 pp. México D.F., México

- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). comp. 2016. Catálogo de autoridades taxonómicas de los vertebrados con distribución en México. Base de datos SNIB -CONABIO. México.
- Cracraft, J. 1983. Species concepts and speciation analysis. En: Johnston, R.F. (ed.). Current ornithology. Plenum Press, New York. EUA. pp. 159-187.
- Dillon, S. and Fjeldsa, J. 2005. The implications of different species concepts for describing biodiversity patterns and assessing conservation needs for African birds. *Ecography* 28: 682- 692.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2019. 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. 23 de noviembre de 2019.
- Egbert, S.L., A.T. Peterson, Y. Sanchez-Cordero y K. Price. 1999. Modelling conservation priorities in Veracruz, Mexico. In: S. MORAIN (ed.), GIS Solutions in Natural Resource
- Escalante, P., A.G. Navarro-Sigüenza y A. T. Peterson. 1993. A geographic, ecological and historical analysis of land bird diversity in Mexico. Pp. 281-307 en T.P. Ramamoorthy, R, Bye, A. Lot y J. Fa (eds.). Biological diversity of Mexico: origins and distribution. Oxford University Press, Nueva York.

- Espinosa, D., S. Ocegueda, 2008. El conocimiento biogeográfico de las especies y su regionalización natural, en *Capital natural de México*, Vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO. México pp. 33-65.
- Forman, R. T.T. 1995. *Land Mosaic: The ecology of landscapes and regions*. Nueva York: Cambridge University Press. Pp. 490.
- Frankham, R., J. D. Ballou, M.R. Dudash, M. D.B. Eldridge, C. B. Genster, R.C. Lacy, J.R. Mendeson III, I. J. Porton, K. Ralls y O. A. Ryder. 2012. Implications of different species concepts for conserving biodiversity. *Biological conservation* 153: 25-31.
- Franklin JF. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? *Ecol Appl.* 1993;3(2):202-205.
- Gill, F. y D. Donsker (eds.). 2019. *IOC World Bird Names (version 9.2)*. <http://www.worldbirdnames.org/> revisado el 22 de octubre de 2019.
- Godown, E. M. y A.T. Peterson, 2000, Preliminary distributional analysis of US endangered bird species, *Biodiversity and Conservation* 9: 1313-1322.
- Haig, S. M., E. A. Beaver, S. T. Chambers, H. M., Fraheim, B. D. Dugger, S. Dunham, E. Smith, J. B. Fontaine, D. C. Kesler, B. J. Knaus, I. F. Lopes, P. L. Thomas, D. Mullins y L. Sheffield. 2006. Taxonomic considerations in listing subspecies under the U.S. Endangered Species Act. *Conservation Biology*, 20: 1548-1594.
- Holmrd, R.T. y H.F. Techer. 1986. Determinants of guild structure in forest bird communities: an intercontinental comparison. *Condor* 88: 427-439.

- Jetz, W., G. H. Thomas, J. B. Joy, K. Hartmaan y A. O. Mooers. 2012. The global diversity of birds in space and time. *Nature* 491:444-448.
- Kattan GH. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. En: *Ecología y conservación de Bosques Neotropicales*. Guariguata MR, Kattan GH, editores. EULAC/GTZ. Primera edición. Ediciones LUR. Cartago, CR; 2002. p. 561-590.
- Kramer, R., C. Van-Shaik y J. Johnson (Eds). 1997. *Last Stand: Protected areas and the defense of tropical biodiversity*. Oxford University Press. USA, New York.
- Mayr, E. 1942. *Systematics and the Origin of species*. New York: Columbia University Press, EUA.
- Mayr, E. 1957. Species concepts and definitions. In: *The species problem*. E. Mayr (ed.). *Am. Assoc. Adv. Sci. Publ.*, 50: 1-22.
- McKittrick, M., y R. M. Zink. 1988. Species Concepts in Ornithology. *The Condor*, 90: 1-14.
- Margules, C. R. y R. L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243–253.
- Margules, C.R. y S. Sarkar. 2009. *Planeación sistemática de la conservación* (Trad. V. S Sánchez-Cordero y F. Figueroa). Universidad Autónoma de México, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 304 pp. México D.F.

- Martínez-Cruz, J. y G. Ibarra-Manríquez. 2012. Áreas prioritarias de conservación para la flora leñosa del Estado de Colima, México. *Acta Botánica Mexicana* 99:31-53.
- Mayden, R.L. 1997. A hierarchy of species concepts: the denouement in the saga of the species problem. En Claridge, M. F., H. A. Dawah y M. R. Wilson (eds), *Species: the units of biodiversity*. Chapman and Hall, pp. 381- 424.
- Milesi, F.A., L. Marone, J. López de Casenave, V. R. Cueto y E. T. Mezquida. 2002. Gremios de manejo como indicadores de las condiciones del ambiente: un estudio de caso con aves y perturbaciones del hábitat en el Monte central, Argentina. *Ecología Austral* 12:149-161.
- Navarro-Sigüenza, A. G y A. T. Peterson. 2004. An alternative species taxonomy of the birds of Mexico. *Biota Neotropica* vol. 4, no. 2.
- Navarro-Sigüenza, A.G. y H. Benítez. 1993. Patrones de riqueza y endemismo de las aves. *Revista Ciencias. Número especial* 7: 45-54.
- Navarro-Sigüenza, A.G., A. Lira-Noriega, A.T. Peterson, A. Oliveras de Ita y A. Gordillo-Martínez. 2007. Diversidad, endemismo y conservación de las aves, en: Luna I., J.J. Morrone y D. Espinosa (Eds.). 2007. *Biodiversidad de la Faja Volcánica Transmexicana*, UNAM, México, D.F.
- Navarro-Sigüenza, A.G., M.G. Rebón-Gallardo, A. Gordillo-Martínez, A.T. Peterson, H. Berlanga-García y L.A. Sánchez-González. 2014. Biodiversidad de aves de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85:476-495.

Naveh, Z. y A. Lieberman. 1994. *Landscape Ecology. Theory and application*, 2a edición.
Nueva York: Springer-Verlag

Peterson, A. T. y A. G. Navarro-Sigüenza. 1999. Alternate Species Concepts as bases for determining priority conservation areas. *Conservation Biology*, 13: 427-431.

Peterson, A.T. y A.G. Navarro-Sigüenza. 2000. Western Mexico: a significant center of avian endemism and challenge for conservation action. *Cotinga* 14: 42-46.

Peterson, A. T., S.L. Egbert, V. Sánchez-Cordero y K. Price. 1999. Geographic analysis of conservation priorities using distributional modelling and complementarity: Endemic birds and mammals in Veracruz, Mexico. *Biological Conservation* 93:85-94.

Ramírez Pulido, J. 1999. Biodiversidad mastozoológica del Eje Volcánico Transversal. Universidad Autónoma Metropolitana-Unidad Iztapalapa. Bases de datos SNIB-CONABIO proyecto No. J121. México, D.F.

Rudnick, D.A., S.J. Ryan, P. Beier, S.A. Cushman, F. Dieffenbach, C. E. Epps, L.R. Gerber, J. Hartter, J.S. Jennes, J. Kintsch, A. M. Merenlender, R. M. Perkl, A.V. Preziosi y C. Trombulak. 2012. The Role of landscape connectivity in planning and implementing conservation and restoration priorities. *Issues in Ecology*. 16:1-20.

Sarukhán, J., et al. 2009. *Capital natural de México. Síntesis: conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México

Shondube, J.E., C. Chavez-Zichinelli, E. Linding-Cisneros, E. C. Lopez-Muñoz, I. MacGregor-Fors, E. Maya-Elizarrarás, L. Morales-Pérez, C. Salaverria, J. Quesada-

- Lara y C. Tapia-Harris. 2018. Aves en paisajes modificados por actividades humanas. 5-30. En Ramírez-Bautista, A. y R. Pineda-López (Eds.). Ecología y Conservación de Fauna en Ambientes Antropizados. REFAMA-CONACyT-UAQ. Querétaro. México.
- Stattersfield, A. J. and Capper, D. J. 2000. Threatened birds of the World. Lynx Editions
- Sulaiman, S., N. M. Hanita y S. Idilfriti. 2013. Contribution of vegetation in urban parks as habitat for selectie bird community. Procedia. Social Behavioral Sciences 85: 267-281
- Udvardy, M.D.F. 1975.A classification of the biogeographical provinces of the world. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (UICN). 18. Morges, Switzerland
- Vane-Wright R. I., Humphries C. J., Williams P. H. 1991. What to protect? Systematics and the agony of choice. Biol. Conserv. 55, 235–25410.1016/0006-3207(91)90030: Keith M., Chimimba C. T., Reyers B., Jaarsveld A. S. 2005.Taxonomic and phylogenetic distinctiveness in regional conservation assessments: a case study based on extant South African Chiroptera and Carnivora. Anim. Conserv. 8, 279–28810: Rodrigues A. S. L., Gaston K. J. 2002. Maximising phylogenetic diversity in the selection of networks of conservation areas. Biol. Conserv. 105, 103–110.
- Villavicencio-García, R., R. Ávila-Coria, S. Guerrero Vázquez, A. L. Santiago-Pérez y E. Treviño-Garza. 2017. Conectividad del hábitat forestal de las áreas protegidas para el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en el estado de Jalisco, México.

Williams, P., D. Gibbons, C. R. Margules, A. Rebelo, C. Humphries, and R. Pressey. 1996.

A comparison of richness hotspots, rarity hotspots, and complementary areas for conserving diversity of British Birds. *Conservation Biology* 10:155-174.

Wolfe JD, Johnson MD, Ralph CJ (2014) Do Birds Select Habitat or Food Resources?

Nearctic-Neotropic Migrants in Northeastern Costa Rica. *PLoS ONE* 9(1): e86221

Zink, R. M. y M. C. McKittrick. 1995. The debate over species concepts and its

implications for ornithology. *The Auk*, 112: 701-719.

Capítulo II

IMPLICACIONES DEL USO DEL CONCEPTO FILOGENÉTICO DE ESPECIE SOBRE LA ASIGNACIÓN DE LAS CATEGORÍAS DE RIESGO: EL CASO DE LAS AVES DE MÉXICO

**IMPLICACIONES DEL USO DEL CONCEPTO FILOGENÉTICO DE ESPECIE
SOBRE LA ASIGNACIÓN DE LAS CATEGORÍAS DE RIESGO: EL CASO DE LAS
AVES DE MÉXICO**

**IMPLICATIONS ON THE USE OF THE PHYLOGENETIC SPECIES CONCEPT IN
THE RISK CATEGORIES ASSIGNMENT: THE CASE OF THE BIRDS OF
MEXICO**

Alejandra Galindo-Cruz¹, Octavio Rafael Rojas-Soto*², Francisco Javier Sahagún-Sánchez³

¹*Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara, Las Agujas, Zapopan Jalisco, 45220, México.*

²*Red de Biología Evolutiva, Laboratorio de Bioclimatología, Instituto de Ecología, A.C. Carretera antigua a Coatepec 351, El Haya, Xalapa 91070, Veracruz, México.*

³*Departamento de Políticas Públicas, Centro Universitario de Ciencias Económico-Administrativas, Universidad de Guadalajara, Anillo Periférico Norte No. 799, CP. 45100, Núcleo Universitario Los Belenes, Zapopan, Jalisco México.*

Resumen. Se realizó el análisis de las implicaciones del uso del concepto filogenético de especie (CFE) para la determinación de categorías de riesgo de especies de aves mexicanas. Se aplicaron dos métodos utilizados para medir el tamaño del área de distribución de las especies: Polígonos Mínimos Convexos (PMC) y Modelos de Distribución de Especies (MDE); usados para la categorización de riesgo con base en los criterios del Método de Evaluación de Riesgo (MER), usado por la NOM-059-SEMARNAT-2010; y los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). Los resultados muestran que el reconocimiento de diversas poblaciones alopátricas como especies independientes, reduce el tamaño de las áreas de distribución, lo que genera mayor

vulnerabilidad intrínseca. El método de PMC tiende a sobreestimar la distribución para las especies con una distribución inconexa; y el área se incrementa aún más si se utiliza el concepto biológico de especie (CBE). Por lo anterior, se recomienda la aplicación del CFE y el uso de MDE para la reevaluación de las áreas de distribución, como insumos para generar los listados de especies bajo categorías de riesgo.

Palabras clave. Área de distribución, Conservación, MER, modelos de distribución de especies, polígonos mínimos, UICN.

Abstract. The implications of the phylogenetic species concept (PSC) use for the determination of risk categories of Mexican bird species were analyzed. Two methods were used to measure the size of the species distribution area: Minimum Convex Polygons (MCP) and Species Distribution Models (SDM); used for risk categorization based on the Risk Assessment Method (MER) criteria, used by NOM-059-SEMARNAT-2010; International Union for the Conservation of Nature (IUCN) criteria. The results show that the recognition of diverse allopatric populations as independent species reduces the size of the distribution area, which generates greater intrinsic vulnerability to their populations. The MCP method tends to overestimate the distribution area for species with a disjointed distribution; and it increases even more when the traditional taxonomic proposal under the biological species concept (BSC) is used. Therefore, the consideration of the PSC and the use of SDM are recommended as input for the creation of endangered species lists.

Keywords. Distribution area, conservation, MER, species distribution models, minimum convex polygon, IUCN.

Introducción

La sistemática y la taxonomía son disciplinas fundamentales en biología, ya que de ellas dependen el resto de las áreas que la conforman como la ecología, la evolución, la biogeografía (Kelt y Brown, 2000; Fraser y Bernatchez, 2001). Ambas disciplinas resultan fundamentales en los enfoques de conservación, ya que los análisis de biodiversidad, dependen directamente de los criterios para el reconocimiento de las unidades nomenclaturales y la relación evolutiva que guardan entre sí; es decir, representan la base para generar los catálogos de la vida (Peterson y Navarro-Sigüenza, 1999; Navarro-Sigüenza y Peterson, 2004; Rojas-Soto et al., 2010; Zink, 2014) puesto que es en ellos donde se enlistan las formas evolutivamente distintas (Haig et al., 2006).

Desde el punto de vista de la sistemática, son dos los aspectos prioritarios para la conservación de la biodiversidad: 1) la distinción taxonómica y 2) los patrones de distribución geográfica; de la primera emerge la asignación de las categorías de riesgo (Rojas-Soto et al., 2010) y de la segunda surge la identificación de los patrones de concentración de riqueza y endemismo (Peterson y Navarro-Sigüenza, 1999). En México, tanto la Norma Oficial Mexicana, NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF, 2010); así como a nivel internacional, la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), enlistan los taxones en categorías de riesgo a nivel nacional y global respectivamente; y ambas se basan en la aplicación del tradicional concepto biológico de especie (CBE); cuyo criterio para designar a las especies es la capacidad reproductiva (Mayr, 1942; Mayr, 1957). Para el caso de las aves de México, existe una propuesta taxonómica alternativa (Navarro-Sigüenza y Peterson, 2004) y que se fundamenta en el concepto filogenético de especie (CFE; Cracraft 1983) y, cuyo criterio para designar el límite de las especies requiere del reconocimiento de caracteres únicos (autapomorfias) o

combinaciones únicas para identificar y delimitar a las unidades evolutivas o linajes (Cracraft 1983, Mcktrick y Zink 1988). Como consecuencia, diversas especies consideradas por el CBE como una sola entidad, bajo el CFE se dividen en dos o más unidades; por lo que, intrínsecamente sufren una disminución en sus áreas de distribución al reconocerlas como especies diferenciadas (i.e. poblaciones alopátricas reconocidas como entidades independientes; Mcktrick y Zink, 1988; Zink y McKtrick, 1995; Puebla-Olivares et al., 2008).

La restricción del tamaño del área de distribución es uno de los criterios fundamentales del Método de Evaluación del Riesgo (MER) de extinción de las especies silvestres en México (Tambutti et al., 2001), para el establecimiento y la asignación de categorías de riesgo a las especies en el ámbito nacional (DOF, 2010). El MER considera para la determinación del riesgo de las especies, factores como la amplitud de la distribución del taxón (A), el estado del hábitat respecto al desarrollo natural (B), la vulnerabilidad biológica intrínseca de la especie (C) y el impacto de la actividad humana sobre el taxón (D) (Tambutti et al., 2001). Por otro lado, organismos internacionales como la UICN, utiliza criterios como la dinámica y reducción poblacional de los taxones (A1, A2, A3, A4), el rango de distribución (B1, B2), el tamaño poblacional (C1, C2, D, D2), los análisis cuantitativos de riesgo de extinción (E), o combinaciones y ajustes entre los anteriores (UICN, 2017; UICN, 2018). Si se aplica el CFE en lugar del CBE en ambas listas, se requeriría de una re-evaluación para la asignación de las categorías de riesgo, ya que el riesgo que presupone la restricción de sus áreas de distribución y posible tamaño poblacional, justificaría la asignación de distintas categorías de riesgo. Incluso, algunas especies podrían ser consideradas con un estatus de mayor amenaza (Williams et al., 2009; Rojas-Soto et al., 2010).

Debido a que los cambios en las listas taxonómicas oficiales generalmente se realizan sólo después de la publicación de estudios sistemáticos (American Ornithological Society; AOS, 2019), inevitablemente se producen omisiones, así como un desbalance en cuanto al interés de estudio entre grupos; ya que algunos grupos están bajo constante estudio, mientras que otros no, lo que depende de intereses particulares (Ortiz-Pulido, 2018). Además, debido a que las listas oficiales reconocidas por la AOS se basan en el CBE, con frecuencia los estudios que sugieren y dan soporte al reconocimiento de nuevas especies filogenéticas, no son considerados válidos ni generan cambios en la nomenclatura, lo que deriva nuevamente en sesgos ocasionados por la perspectiva taxonómica tradicional. Lo anterior evidencia la necesidad de la aplicación de un concepto alternativo al CBE para construir las listas de especies bajo categorías de riesgo, para evitar inconsistencias en la identificación de los taxones que deben ser protegidos bajo la legislación nacional o internacional.

Por otro lado, el método para evaluar el riesgo o susceptibilidad de una especie con base en el cálculo de su área de distribución, puede ser otro factor tendiente a discrepancias, ya que la mayor complicación está en definir los límites del área de distribución (Krohn, 1996; Nogués-Bravo, 2003). En los últimos años han cambiado significativamente los métodos para delimitar el espacio donde se distribuye una especie (Mota-Vargas y Rojas-Soto 2012; Maciel-Mata et al., 2015) al grado de desarrollar herramientas que cuantifican la relación entre las especies y su ambiente (Guisan y Zimmermann, 2000; Guisan y Thuiller, 2005).

En este estudio se analizan las implicaciones del uso del concepto filogenético de especie (CFE) para la categorización del estatus de riesgo de nuevos linajes con distribución restringida (i.e. micro y meso-endémicos) para la NOM-059-SEMARNAT-2010

y la Lista Roja de la UICN, con base en la estimación del área de distribución potencial de las especies, a partir del método del Polígono Mínimo Convexo (PMC) y el Modelado de Distribución de Especies (MDE).

Métodos

Selección de especies. - Se elaboró un listado de nuevas especies a partir del CFE con base en la propuesta taxonómica de Navarro-Sigüenza y Peterson (2004), la cual propone el reconocimiento a nivel específico de diversas poblaciones alopátricas. Dichas especies eran consideradas en su mayoría como subespecies bajo la taxonomía tradicional que aplica el CBE. De esta lista, se descartaron aquellas para las que: 1) los estudios posteriores no justificaron su reconocimiento como linajes diferenciados (Peterson y Navarro, 2009); 2) la información no era consistente; y 3) no contaban con más de cinco localidades de registros históricos. La lista final fue de un total de 97 nuevas especies filogenéticas que corresponden con linajes diferenciados y endémicos a México continental.

Este listado de especies filogenéticas se comparó con las formas enlistadas en la NOM-059-SEMARNAT-2010 y se obtuvo la categoría de riesgo equivalentes para cada especie filogenética. Debido a que no todas las especies incluidas en el anexo normativo de especies en riesgo han sido evaluadas por el MER; también se adicionó esta información a la base de datos. Asimismo, se identificaron las categorías de riesgo de la Lista Roja de la UICN y se obtuvo la categoría de riesgo equivalente para cada especie filogenética, además de la tendencia poblacional determinada para cada taxón. Debido a que ambas listas de riesgo usan el CBE, la relación de sus categorías se vinculó con el taxón correspondiente con las formas bajo el CFE. La NOM-059-SEMARNAT-2010 utiliza 4 categorías de riesgo: probablemente extinta en el medio silvestre (E), en peligro de extinción (P), amenazadas (A) y sujetas a

protección especial (PR); mientras que la Lista Roja de la UICN considera 7 categorías de riesgo: extinta (EX), extinta en vida silvestre (EW), en peligro crítico (CR), en peligro de extinción (EN), vulnerable (VU), casi amenazada (NT) y preocupación menor (LC).

Para la reconstrucción de las áreas de distribución de cada una de las especies definidas bajo el CFE, se obtuvieron todos los registros a partir de diversas fuentes, como la Infraestructura Mundial de Información de Biodiversidad (GBIF por sus siglas en inglés), el Atlas de las Aves de México (Navarro-Sigüenza et al., 2003), los datos de la plataforma “Naturalista” validados curatorialmente (CONABIO, 2018) y los de la base de datos digital de eBird (2018). Del total de registros se eliminaron aquellos que estaban muy cercanos entre sí ($<1 \text{ km}^2$), así como aquellos que tenían datos dudosos o que se encontraban muy alejados de la distribución geográfica conocida para cada especie. El número de registros por especie varió entre 6 y 1,336 (Anexo 1). Posteriormente, se analizaron los valores de las variables ambientales (Hijmans et al., 2005) que son determinantes para la presencia de una especie (precipitación media anual, precipitación del mes más frío, temperatura media anual y temperatura del mes más caliente) mediante una correlación y se filtraron los datos atípicos (Tukey, 1997).

Modelos de distribución de especies. - se elaboraron MDE con el algoritmo de Máxima Entropía MaxEnt (Phillips et al., 2006) ya que se ha demostrado que trabaja bien para tamaños de muestra pequeño (Hernández et al. 2006; Pearson, 2007). Para delimitar el área de calibración de los modelos, se utilizaron las provincias biogeográficas propuestas por Morrone et al., (2017), y las ecorregiones de Olson et al., (2001), que coincidían con los sitios de presencia de cada especie, así como factores topográficos determinantes como El Istmo de Tehuantepec, lomeríos extendidos y otros. y que podrían haber significado una barrera a la dispersión de las especies (Peterson et al., 1999; Barve et al., 2011). En los casos en los

que las provincias biogeográficas o ecorregiones se extendieran mucho más allá del conjunto de registros de cada especie (por ejemplo, la provincia “Costa del Pacífico” que va por la costa del pacífico desde Sonora hasta Chiapas, o la de “Golfo de México” que va desde Tamaulipas hasta Guatemala), se consideró un área de influencia de 100 km a través de un buffer para delimitar el área final. La selección y edición de las capas vectoriales, así como el recorte y transformación de las capas bioclimáticas, se realizó en el programa ArcMap10 (ESRI, 2011).

Se realizó un MDE preliminar en MaxEnt que incluyó 19 coberturas bioclimáticas con una resolución espacial de 30' de grado ($\approx 1\text{km}^2$) derivadas de las variables de precipitación y temperatura (Cuervo-Robayo et al. 2013). Con base en los porcentajes de contribución relativa de cada variable al modelo con una prueba Jackknife ejecutada dentro del mismo algoritmo, se seleccionaron todas aquellas variables con al menos un 2% de contribución al modelo de cada especie. Las variables seleccionadas y fueron utilizadas para elaborar un modelo final para cada una de las especies. En aquellas especies en las que las variables con una contribución mayor a 2% fueran menos de 5, se agregaron también aquellas que aportaban hasta un 1% si no estaban correlacionadas, para aportar más información ambiental al modelo. Para las especies que se contó con más de 20 registros, se realizaron 5 réplicas con un límite de 1,000 iteraciones con base en el método de remuestreo de Bootstrap. En estos casos se utilizó el 80% de los datos para calibrar el modelo mientras que el 20% restante se utilizaron para su validación.

Para la selección del mejor modelo de entre las 5 réplicas, se utilizaron en ese orden, los siguientes criterios: 1) los menores valores de tasa de omisión de los puntos de validación, 2) los mayores valores de AUC y 3) la menor superficie de área predicha

(Anderson et al., 2002). Posteriormente, cada modelo final se validó mediante la implementación de una ROC Parcial (Barve, 2008). Para validar los modelos de aquellas especies que contaron con 20 o menos registros, se utilizó la prueba de Jackknife propuesto por Pearson et al. (2007).

Polígono mínimo convexo. - se calculó el PMC para determinar el área de distribución potencial de las especies, a partir de las mismas localidades utilizados para los MDE con el programa GeoCAT (Bachman et al., 2011). El PMC es un método aplicado por la UICN como uno de los criterios para la determinación de la categoría de riesgo de las especies incluidas en su listado (IUCN, 2017).

Una vez determinadas las áreas de distribución potencial bajo ambas aproximaciones (MDE y PMC) para cada especie y se calculó el área en km². Finalmente, las superficies obtenidas se contrastaron contra los criterios “A” del MER y “B2” de la UICN, para conocer la categoría de riesgo que potencialmente se asignaría a las especies a partir de su área de distribución (Tambutti et al., 2001; UICN, 2017).

Por último, para comparar la valoración en cuanto a la categorización de riesgo para el MER y la Lista Roja de la UICN, se calculó el coeficiente o índice de Kappa (k), con el programa SPSS que evalúa la proporción de concordancias entre observadores, a partir de la comparación de las superficies obtenidas con el MDE y PMC. El coeficiente tiene valores de -1 y 1; mientras más cercano a 1, mayor es el grado de concordancia. Por el contrario, un valor de $k = 0$ refleja que la concordancia observada es precisamente la que se espera a causa exclusivamente del azar (Cohen, 1960). La fuerza de la concordancia puede expresarse cualitativamente con la escala de Landis y Koch (1977) donde valores de 0.0 a 0.20 representan una concordancia pobre, de 0.21 a 0.40 concordancia débil, de 0.41 a 0.60

concordancia moderada, de 0.61 a 0.80 concordancia alta y de 0.81 a 1.00 concordancia casi perfecta.

Resultados

De las 97 especies filogenéticas evaluadas, se encontró que, por equivalencia con el CBE, 31 se encuentran actualmente bajo alguna categoría de protección, ya sea listada como especie (11) o como subespecie (20) de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010 (Anexo 2). Por otro lado, debido a que la UICN ha reconocido los cambios por parte de una autoridad taxonómica distinta (HBW y Birdlife International, 2018) que se basa en el CFE; de las 97 formas, 18 poseen una categoría de riesgo con unidades independientes: 16 como LC y 2 como NT; para las cuales se cuenta con información sobre la tendencia poblacional. De las anteriores, 5 presentan una tendencia poblacional decreciente, 9 son estables, para una especie es creciente y para las otras 3 es desconocida. Para los 79 linajes restantes se consideró la tendencia poblacional establecida para su correspondiente reconocimiento bajo el CBE; es decir, directamente a lo establecido por la UICN, lo que sumó a 37 con una tendencia decreciente, 29 como estables, 6 en incremento y 7 con tendencia desconocida (Anexo 2).

De la estimación del área de distribución de las especies, el índice Kappa mostró una concordancia moderada en cuanto a la categorización de riesgo para ambas listas normativas (0.474 para el MER y 0.539 para la UICN) indistintamente del método de estimación utilizado. El 73.2% de las clasificaciones fueron coincidentes para el criterio “A” del MER mediante ambos métodos; por ejemplo: la clasificación para 59 especies (60.8%) fue consistente al determinar una distribución muy restringida empleando el PMC y el MDE, 7 especies (7.2%) coincidieron en clasificación de distribución restringida, 4 (4.1%)

coincidieron en amplia distribución y sólo una resultó en la clasificación de distribución muy amplia (Cuadro 1). En términos de la clasificación de la UICN acorde al criterio “B2”, 72.2% de las clasificaciones fueron concordantes, ya que 48 especies, (49.5%) coincidieron en la clasificación de LC, 8 especies (8.2%) en la categoría de EN, 7 (7.2%) en la categoría de VU y 7 más (7.2%) en la categoría de NT (Cuadro 2).

Cuadro 1. Comparación del número de especies incluidas en los distintos puntajes obtenidos por el cálculo del criterio A del MER entre el método de MDE y PMC y el valor del coeficiente de kappa (k)

		MER-PMC				Total
		Muy amplia	Amplia	Restringida	Muy restringida	
MER-MDE	Muy amplia	1	0	0	0	1
	Amplia	5	4	0	0	9
	Restringida	0	9	7	1	17
	Muy restringida	0	2	9	59	70
Total		6	15	16	60	97
$k = 0.474$						

Cuadro 2. Comparación del número de especies por categoría de riesgo a partir del cálculo del criterio B2 de la UICN entre el método de MDE y PMC y el valor del coeficiente de kappa (k)

		UICN-PMC					Total
		CR	EN	LC	NT	VU	
UICN-MDE	EN	1	8	0	0	0	9
	LC	0	0	48	7	3	58
	NT	0	2	5	7	3	17
	VU	0	3	2	1	7	13
Total		1	13	55	15	13	97
$k = 0.5387$							

A partir de la valoración del criterio “A” del MER, se obtuvo que 59 especies obtuvieron una alta puntuación (4: distribución muy restringida) tanto por el MDE como por el PMC. De éstas, 15 tienen tendencia poblacional decreciente y carecen de alguna categoría de riesgo asignada por la NOM-059-SEMARNAT-2010, lo que pudiera volverlas candidatas para una revaloración profunda.

Discusión

La degradación de los ecosistemas naturales amenaza a la biodiversidad a nivel mundial (Stattersfield y Capper 2000; Dillon y Fjeldsa, 2005; Johnson et al., 2017; Lacher y Roach, 2017) por lo que se requiere de una correcta identificación y delimitación de las unidades que integran la biodiversidad para poder conservarla. Producto del análisis de las 97 especies se obtuvo que 31 son susceptibles a una reconsideración de la categoría de riesgo asignada por la UICN, 8 podrían ser incluidas en una categoría de riesgo a partir de la superficie predicha cuando se utiliza el MDE y siete cuando se utiliza el PMC; mientras que 51 especies conservarían su categoría al utilizar ambos métodos (si se considera únicamente el criterio “B2”) al considerar el CEF.

De las 31 formas, reconocidas como especies biológicas que actualmente cuentan con alguna categoría de protección por la NOM-059-SEMARNAT-2010, 6 están protegidas tanto en la forma de especies, así como en la de subespecies, lo que significa que, si éstas 6 subespecies fueran consideradas como especies independientes (como sugiere el CEF), contarían con una categoría de riesgo probablemente mayor a la previamente asignada, debido a la reducción intrínseca de sus áreas de distribución.

Con respecto a la lista de la UICN, hay 5 formas actualmente consideradas como subespecies; si se les reconociera como especies independientes (como sugiere el CFE),

contarían con clasificación de NT, debido a que se les asignaría la categoría del taxón al que están asociados lo que daría como resultado, 5 linajes procedentes de la separación de *Colinus virginianus* (*C. ridgwayi*, *C. coyolcos*, *C. pectoralis*, *C. graysoni* y *C. godmani*).

A pesar de que en el índice Kappa resultó tener una concordancia moderada entre ambos métodos para estimar el área de distribución, llevar a cabo la estimación del área mediante MDE otorga mayor sentido ecológico (Feria-Arroyo et al., 2010), debido a que considera aspectos climáticos asociados a las especies. Por el contrario, el PMC estima las superficies a partir de la conexión entre los puntos de presencia, sin considerar las barreras ecológicas particulares de las especies (Sánchez-Cordero et al., 2001), lo que puede dar como resultado que se sobreestime o subestime el área de distribución. Para ejemplificar este problema, se tiene el caso de *Glaucidium palmarum* (Fig. 1) que, de acuerdo con Stotz et al. (1996), presenta una asociación directa y estricta con zonas tropicales, específicamente con el bosque tropical caducifolio; sin embargo, al estimar su área de distribución con el PMC, ésta se sobreestima al incluir ecosistemas de alta montaña que no son adecuados para la especie; por lo que el método actualmente propuesto por la UICN para estimar la categoría de riesgo, puede estar sobreestimando la distribución de muchas de las especies.

El MDE tiende a estimar distribuciones más ajustadas en comparación con las áreas estimadas por el PMC. Este patrón se acentúa para aquellas especies cuyos límites de distribución corresponden con las costas o con aquellas especies restringidas a regiones fisiográficas, pero que están inmersas en mosaicos biogeográficos y formaciones topográficas complejas (e.g. Sierra Madre Oriental, Sierra Madre Occidental, Eje Volcánico Transmexicano). Lo anterior, resulta en la asignación de un puntaje más elevado para la inclusión en las listas normativas bajo el método de MDE, pero más apegado a la realidad biológica de las especies.

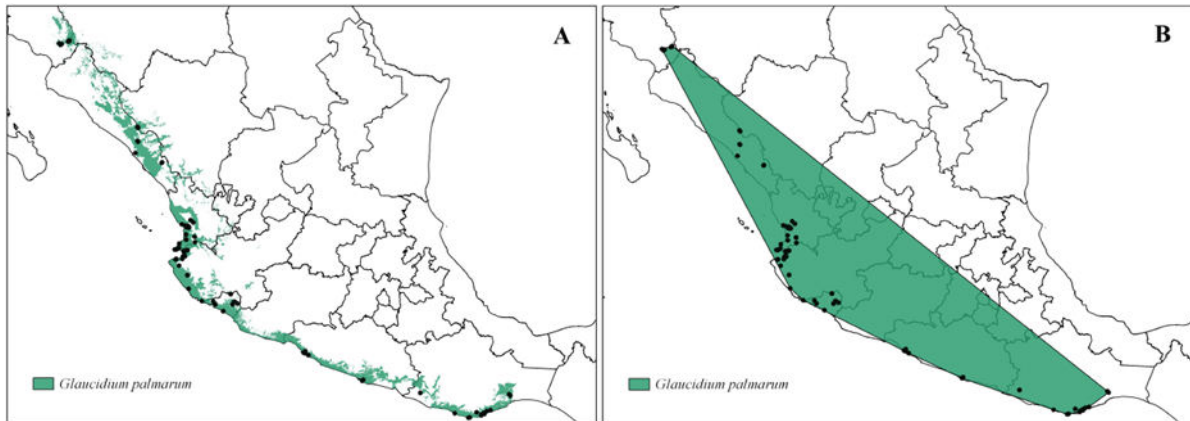


Fig. 1.- Comparativa de estimación del área de distribución al utilizar distintos métodos por MDE (A) y PMC (B) en la especie *Glaucidium palmarum*.

Existen casos, donde las estimaciones provenientes a partir del PMC, dieron como resultado un mayor puntaje, por ejemplo, para *Coturnicops goldmani* (linaje separado de *C. noveboracensis*) se obtuvo una categoría de CR cuando se consideraron los criterios de la UICN bajo el método del PMC, pero cuando se utilizó el MDE, la categoría resultante fue EN. En ambos métodos resultó como “muy restringida”, lo que equivale a que la especie abarca una superficie menor al 5% del territorio nacional. Por otro lado, la tendencia poblacional conocida para la especie de la cual se separó (*C. noveboracensis* bajo la clasificación de CBE) de acuerdo con la UICN es estable; mientras que *C. goldmani*, al considerarse como especie independiente, resulta presumiblemente extinta en vida silvestre (Howell y Webb, 1995). Esta situación no ha sido considerada para su modificación en la NOM o la UICN, probablemente debido a que no se ha tomado en cuenta la limitada capacidad de dispersión de este linaje evolutivamente diferenciado.

Otro ejemplo de las implicaciones del uso de un concepto filogenético de especie es el de *Campylorhynchus rufinucha*, el cual, bajo el CBE, es actualmente considerada como una especie residente de bosque tropical caducifolio, que se distribuye de forma continua

desde el oeste de México hasta el noroeste de Costa Rica en la vertiente del Pacífico, con una población aislada en las llanuras del centro de Veracruz cerca el Golfo de México. Sin embargo, Vázquez-Miranda et al. (2009) confirmaron la diferenciación genética entre las tres subespecies que la integran, separación de la que resultan *C. rufinucha* y *C. humilis* como formas endémicas para el país (Fig. 2) y *C. capistratus* en el sur de México y Centroamérica, cuya separación había sido ya considerada por Navarro-Sigüenza y Peterson (2004). Las implicaciones taxonómicas del trabajo de Vázquez-Miranda et al. (2009) no han sido consideradas por la AOS, a 10 años de su publicación. Los cambios sugeridos pondrían a las nuevas especies en condición de ser ubicadas en una categoría de riesgo distinta, dado que, para el MER, ambas fueron evaluadas como especies de distribución muy restringida, mientras que para el criterio B2 de la UICN sólo se otorgó la categorización de VU para *C. rufinucha*.

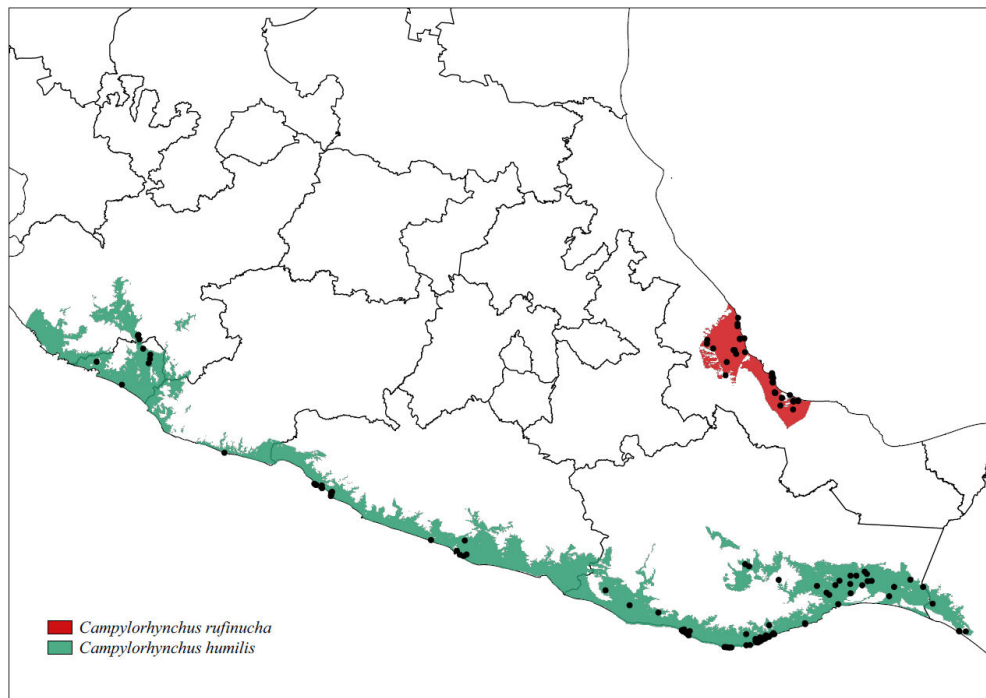


Fig. 2 Resultados del MDE para *Campylorhynchus rufinucha* y *C. humilis* al ser considerados especies filogenéticas independientes (i.e. linajes evolutivamente diferenciados).

Otro ejemplo es el de *Phaethornis mexicanus* (CBE) cuya tendencia poblacional es desconocida y no ha sido considerada para incluirse en ninguna de las dos listas de especies en riesgo. El complejo *P. mexicanus* se divide en dos linajes diferenciados *P. mexicanus* y *P. griseoventer* bajo el CFE, en los modelos para ambas especies las superficies obtenidas equivalen a menos del 5% del territorio nacional, lo que sugiere que podría asignarse una categoría de riesgo, tomando en cuenta el principio precautorio (Naciones Unidas, 1992), a partir de la consideración de las áreas de distribución de las especies y ante la falta de información sobre su tendencia poblacional y/o vulnerabilidad; en estos casos se podrían ubicar como especies PR (Sujeta a Protección Especial) de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010.

Debido a que las especies analizadas en este estudio son formas endémicas para México, es importante considerar este tipo de casos en la categorización de riesgo a nivel nacional y la aplicación del método para la determinación del riesgo. De todas las especies y subespecies de aves enlistadas en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (392), sólo 91 (23%) han sido evaluadas por el MER (DOF, 2010). De las formas consideradas el presente estudio, únicamente 7 fueron evaluados por este mecanismo, lo que indica que el resto de las categorías de riesgo se asignaron con un sentido de urgencia con base en el conocimiento “de los expertos”; por lo que hace falta corroborar su asignación con la aplicación de herramientas más robustas. De las 7 especies evaluadas por el MER, 3 fueron evaluadas como subespecies consistentes con las formas bajo CFE (*Arremon apertus*, *Chlorospingus wetmorei*, *Glaucidium hoskinstii*) y las 4 restantes fueron evaluadas en la categoría de especie bajo el CBE (*Amaurospiza relictata*, *Crypturellus occidentalis*, *Glaucidium palmarum* y *G. griscomi*) por lo que la correspondencia de la categoría tras la división del taxón y reducción de sus poblaciones y su área de distribución pudiera ser discordante.

En la actualidad es difícil determinar cuántas especies se encuentran o deberían ser incluidas bajo una categoría de riesgo en México (Ortiz-Pulido, 2018) debido, entre otras causas, a la falta de coincidencia taxonómica entre las fuentes (Zink, 2004; Rojas-Soto et al. 2010). Ante la falta de información y/o recursos para realizar estudios extensivos sobre el estatus de las especies, los sistemas de categorización de riesgo tienden inevitablemente a la arbitrariedad, lo que hace evidente la importancia de utilizar el concepto de especie más adecuado como unidad de estudio para fines de conservación (Mayden, 1997; Alström, 2006; Frankham, et al., 2012). Puesto que el CFE reconoce la individualidad de los taxones a partir de la unicidad del patrón de ancestro descendencia, se incrementa la estabilidad otorgada al ser definida como unidad base (Weeler, 1999; Zink, 2004; Domínguez-Domínguez y Vázquez-Domínguez, 2009; Leslie, 2015) lo que incide con mayor asertividad en las políticas públicas en materia de biodiversidad. Esta aproximación sugiere la necesidad de considerar a las especies bajo una perspectiva filogenética, así como actualizar la lista oficial, para focalizar las acciones de conservación en aquellos linajes cuya asignación de categoría de riesgo son prioritarias.

Por otro lado, al realizar las estimaciones de la distribución mediante el método PMC, éstas tienden a sobreestimar las áreas de distribución, lo que enmascara la fragilidad de los taxones (Peterson et al., 2016). Por lo anterior, se recomienda el uso de métodos como el MDE ya que otorga un balance en cuanto a los errores de comisión y disminuye de manera drástica los errores de omisión (Peterson, 2017) lo que permite generar insumos adecuados para llevar a cabo una planificación de estrategias de conservación para las especies en riesgo.

El uso de una perspectiva taxonómica enfocada en la relación filogenética de las distintas poblaciones incidirá directamente en la definición de las categorías de riesgo de las especies. Esta alternativa puede modificar, particularmente la situación de aquellas nuevas

formas endémicas y/o de distribución restringida para las que, además, suele haber muy poca información disponible pero que, sin duda, son las que más necesidad tienen de ser estudiadas, y particularmente, protegidas.

Agradecimientos

A la Universidad de Guadalajara por medio del programa de Maestría en Ciencias en Biosistemática y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas (BIMARENA) y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca 855494.

Literatura citada

Alström, P. 2006. Species concepts and their application: insights from the genera *Seicercus* and *Phylloscopus*. *Acta Zoologica Sinica*, 52: 429-434.

Anderson, R. P., M. Gómez-Laverde y A. T. Peterson. 2002. Geographical distributions of spiny pocket mice in South America: Insights from predictive models. *Global Ecology and Biogeography*, 11: 131-141.

American Ornithological Society (AOS). 2019. Check-list of North American Birds. American Ornithological Society. <http://checklist.aou.org/taxa> acceso septiembre de 2019

Bachman, S., J. Moat, A. W. Hill, J. de la Torre y B. Scott. 2011. Supporting Red List threat assessments with GeoCAT: geospatial conservation assessment tool. *ZooKeys*, 150: 117-126.

Barve, N. 2008 Tool for partial-ROC, V.1.0. Lawrence, K.S. Biodiversity institute

- Barve, N., V. Barve, A. Jiménez-Valverde, A. Lira-Noriega, S. P. Maher, A. T. Peterson, J. Soberón y F. Villalobos. 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*, 222: 1810-1819.
- Cohen, J. 1960. A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and psychological measurement*, 20: 37-46.
- CONABIO (Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad). 2018. Naturalista, <http://www.naturalista.mx> Acceso 20 de julio de 2018
- Cracraft, J. 1983. Species concepts and speciation analysis. En: Johnston, R.F. (ed.). *Current ornithology*. Plenum Press, New York. EUA. pp. 159-187.
- Cuervo-Robayo A. P., O. Téllez-Valdés, M. Gómez, C. Venegas-Barrera, J. Manjarrez y E. Martínez-Meyer. 2013. An update of high-resolution monthly climate surfaces for Mexico. *International Journal of Climatology*, 34: 2427-2437.
- Dillon, S. y J. Fjeldsa. 2005. The implications of different species concepts for describing biodiversity patterns and assessing conservation needs for African birds. *Ecography*, 28: 682-692.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. 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. Acceso 19 de noviembre de 2019.

- Domínguez-Domínguez, O. y E. Vázquez-Domínguez. 2009. Filogeografía: aplicaciones en taxonomía y conservación. *Animal Biodiversity and Conservation*, 32: 59-70.
- eBird. 2018. eBird: Una base de datos en línea para la abundancia y distribución de las aves eBird, Ithaca, New York. Disponible: <http://www.ebird.org>. (Acceso: 20 julio 2018).
- Feria-Arroyo, P. T., E. Solano y T. P. García-Mendoza. 2010. Reevaluación del riesgo de extinción de cinco especies del género *Polianthes* L. (Agavácea). *Acta Botánica Mexicana*, 92: 11-28.
- Frankham, R., J. D. Ballou, M.R. Dudash, M. D.B. Eldridge, C. B. Genster, R.C. Lacy, J.R. Mendeson III, I. J. Porton, K. Ralls y O. A. Ryder. 2012. Implications of different species concepts for conserving biodiversity. *Biological conservation*, 153: 25-31.
- Fraser, J. D. y L. B. Bernatchez. 2001. Adaptive evolutionary conservation: Towards a unified concept for defining conservation units. *Molecular Ecology*, 10: 2741-2752.
- Guisan, A. y N. K. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135: 147-186
- Guisan, A. y W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8: 993-1009.
- Haig, S. M., E. A. Beaver, S. T. Chambers, H. M., Fraheim, B. D. Dugger, S. Dunham, E. Smith, J. B. Fontaine, D. C. Kesler, B. J. Knaus, I. F. Lopes, P. L. Thomas, D. Mullins y L. Sheffield. 2006. Taxonomic considerations in listing subspecies under the U.S. Endangered Species Act. *Conservation Biology*, 20: 1548-1594.

HBW and BirdLife International (2018) Handbook of the Birds of the World and BirdLife International digital checklist of the birds of the world. Version 3. Disponible en: http://datazone.birdlife.org/userfiles/file/Species/Taxonomy/HBW-BirdLife_Checklist_v3_Nov18.zip [.xls zipped 1 MB].For more details, see: <http://datazone.birdlife.org/species/taxonomy>

Hernández, P. A.; C. H. Graham, L. L. Master y D. L. Albert 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29: 773-785.

Hijmans, R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones y A. Jarvis. 2005. Very high-resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25: 1965-1978.

Howell, S. N. G., y S. Webb. 1995. *A Guide to the Birds of Mexico and northern Central America*. Oxford University Press, Oxford.

Johnson, C., A. Balmford, B. W. Brook, J. C. Buettel, M. Galetti, L. Guangehun y J. M. Wilmschurst 2017. Biodiversity losses and conservation responses in the Anthropocene. *Science*, 356: 270-275.

Landis, J. R. y G. G. Koch. 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33: 159-174.

Lacher, T. E. y N. S. Roach. 2018. The status of biodiversity in the anthropocene: Trends, threats, and actions. En DellaSala D.A. y M.I. Goldstein (eds.) *The Encyclopedia of the Anthropocene*, vol. 3, p. 1-8. Oxford: Elsevier.

- Kelt, D. A. y J. H. Brown. 2000. Species as units of analysis in ecology and biogeography: area the blind leading the blind. *Global Ecology and Biogeography*, 9: 213-217.
- Krohn, W. B. 1996. Predicted vertebrate distributions for GAP analysis: Considerations in the designs of statewide accuracy assessments. En: J.M. Scott, T.H. Tear Yew Davis T. (eds.), *GAP Analysis: A Landscape Approach to Biodiversity Planning*. American Society for Photogrammetry and Remote Sensing. Maryland. pp. 135-147.
- Maciel-Mata, C., N. Manríquez-Moran, P. Octavio-Aguilar y G. Sánchez-Rojas. 2015. El área de distribución de las especies: Revisión del concepto. *Acta Universitaria*, 25: 3-19.
- Mayden, R.L. 1997. A hierarchy of species concepts: the denouement in the saga of the species problem. En Claridge, M. F., H. A. Dawah y M. R. Wilson (eds), *Species: the units of biodiversity*. Chapman and Hall, pp. 381-424.
- Mayr, E. 1942. *Systematics and the Origin of species*. New York: Columbia University Press, EUA.
- Mayr, E. 1957. Species concepts and definitions. In: *The species problem*. E. Mayr (ed.). *Am. Assoc. Adv. Sci. Publ.*, 50: 1-22.
- McKittrick, M., y R. M. Zink. 1988. Species Concepts in Ornithology. *The Condor*, 90: 1-14.
- Mota-Vargas, C., y O. R. Rojas-Soto. 2012. The importance of defining the geographic distribution of species for conservation: the case of the bearded wood-partridge. *Journal for Nature Conservation*, 20: 10-17.

- Morrone, J. J., T. Escalante y G. Rodríguez-Tapia. 2017. Mexican biogeographic provinces: Map and shapefiles. *Zootaxa*, 4277: 277-279.
- Naciones Unidas. 1992. Declaración de Río sobre el medio ambiente y el desarrollo. Rio de Janeiro, Brasil onu. Disponible en: www.un.org/spanish/esa/sustdev/agenda21/riodeclaration.htm (consultado el 10 de enero de 2019).
- Navarro-Sigüenza, A. G., A. T. Peterson y A. Gordillo-Martínez. 2003. Museums working together: The atlas of the birds of Mexico. En *Why museums matter: avian archives in an age of extinction*, N. Collar, C. Fisher y C. Feare (eds.). *Bulletin British Ornithologists' Club*, Supplement 123A. p. p. 207-225.
- Navarro-Sigüenza, A. G y A. T. Peterson. 2004. An alternative species taxonomy of the birds of Mexico. *Biota Neotropica* 4 (2): 1-32
- Nogués-Bravo, D. 2003. El estudio de la distribución especial de la biodiversidad: Conceptos y Métodos. *Cuadernos de investigación geográfica*, 29: 67-82.
- Olson, D. M., E. Dinerstein, E. D. Wikramanayake, N. D. Burgess, G. V. N. Powell, E. C. Underwood, J. A. D'Amico, I. Itoua, H. E. Strand, J. C. Morrison, C. J. Loucks, T. F. Allnutt, T. H. Ricketts, Y. Kura, J. F. Lamoreux, W. W. Wettengel, P. Hedao y K. R. Kassem 2001. *Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth*. *BioScience*, 51: 933-933.
- Ortiz-Pulido, R. 2018. ¿Qué especies de aves están en riesgo en México? *Huitzil, Revista Mexicana de Ornitología*, 19: 237-272.

- Pearson, R. G., C. J. Raxworthy, M. Nakamura y A. T. Peterson. 2007. 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. y A. G. Navarro-Sigüenza. 1999. Alternate Species Concepts as bases for determining priority conservation areas. *Conservation Biology*, 13: 427-431.
- Peterson, A. T. y A. G. Navarro-Sigüenza. 2009. Constructing check-lists and avifauna-wide reviews: Mexican Bird Taxonomy revisited. *The Auk*, 126: 915-921.
- Peterson, A.T., A.G. Navarro-Sigüenza y A. Gordillo. 2016. Assumption-versus data-based approaches to summarizing species' ranges. *Conservation Biology* 32: 568-575.
- Peterson, A.T. 2017. Problems with reductive, polygon-based methods for estimating species' ranges: reply to Pimm et al. 2017. *Conservation Biology* 31: 918-951.
- Phillips, S. J., P. Anderson y E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190: 231-259.
- Rojas-Soto, O. R., A.G. Navarro- Sigüenza y A. Espinoza-de los Monteros. 2010. Systematics and bird conservation policies: the importance of species limits. *Bird Conservation International*, 20: 176-185.
- Puebla-Olivares, F., E. Bonaccorso, A. Espinosa de los Monteros, K. E. Omland, J.E. Llorente-Bousquets, A. T. Peterson y A.G. Navarro-Sigüenza. 2008. Speciation in the Emerald Toucanet (*Aulacorhynchus prasinus*) complex. *The Auk*, 125: 39-50.
- Sanchez-Cordero, V., A. T. Peterson y P. Escalante-Pliego. 2001 El modelado de la distribución de las especies y la conservación de la diversidad biológica en:

- Hernández, H. M., A. N. García-Aldrete, F. Álvarez y M. Ulloa (comps). 2001. Enfoques contemporáneos para el estudio de la biodiversidad. Instituto de Biología, UNAM, México, pp. 359-379.
- Stattersfield, A. J. y D. J. Capper. 2000. Threatened birds of the World. Lynx Editions.
- Stotz, D. F., J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III y D. K. Moskovits. 1996. Neotropical Birds Ecology and Conservation. The University of Chicago Press.
- Tambutti, M., A. Aldama, O. Sanchez, R. Medellín, y J. Soberon. 2001. La determinación del riesgo de extinción de especies silvestres en México, Gaceta Ecológica, 60: 11-21
- Tukey, J.W. 1997. Exploratory data analysis. Reading, Pennsylvania. Addison-Wesley.
- UICN. Standards and Petition Subcommittee. 2017. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 13.
- UICN. 2018. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2018-2. <http://www.iucnredlist.org> ISSN: 2307-8235
- Williams. S. E., Y. M. Williams, J. VanDerWal, J. L. Isaac, L. P. Shoo y C. N. Johnson. 2009. Ecological specialization and population size in a biodiversity hotspot: How rare species avoid extinction. PNAS. Suppl. 2, 16: 19737-19741.
- Vázquez-Miranda, H., A. G. Navarro-Sigüenza y K. E. Omland. 2009. Phylogeography of the Rufous-Naped Wren (*Campylorhynchus rufinucha*): Speciation and Hybridization in Mesoamerica. The Auk, 126: 765-778.

Zink, R. M. y M. C. McKittrick. 1995. The debate over species concepts and its implications for ornithology. *The Auk*, 112: 701-719.

Zink, R. M. 2004. The role of subspecies in obscuring avian biological diversity and misleading conservation policy. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 271: 561-564.

Zink, R. M. 2014. Homage to Hutchinson, and the role of ecology in lineage divergence and speciation. *Journal of Biogeography*, 41: 999-1006.

Anexo 1.- Número de registros utilizados para la elaboración de MDE y PMC

Especie	No. Reg	Especie	No. Reg
<i>Crypturellus occidentalis</i>	90	<i>Campylorhynchus affinis</i>	110
<i>Colinus ridgwayi</i>	14	<i>Uropsila pacifica</i>	171
<i>Colinus coyolcos</i>	29	<i>Polioptila albiventris</i>	122
<i>Colinus pectoralis</i>	14	<i>Catharus olivascens</i>	84
<i>Colinus graysoni</i>	35	<i>Catharus occidentalis</i>	872
<i>Colinus godmani</i>	17	<i>Turdus assimilis</i>	672
<i>Cyrtonyx sallei</i>	15	<i>Turdus rufopalliatus</i>	1,336
<i>Patagioenas vioscae</i>	37	<i>Turdus confinis</i>	6
<i>Piaya mexicana</i>	148	<i>Melanotis caerulescens</i>	1,329
<i>Chaetura gaumeri</i>	247	<i>Toxostoma palmeri</i>	44
<i>Phaethornis mexicanus</i>	24	<i>Toxostoma arenicola</i>	35
<i>Phaethornis griseoventer</i>	7	<i>Euphonia godmani</i>	182
<i>Lampornis amethystinus</i>	487	<i>Spinus jousi</i>	21
<i>Chlorostilbon canivetti</i>	20	<i>Rhodinocichla schistacea</i>	136
<i>Cyananthus doubledayi</i>	64	<i>Chlorospingus albifrons</i>	24
<i>Campylopterus curvipennis</i>	68	<i>Chlorospingus ophthalmicus</i>	147
<i>Amazilia beryllina</i>	814	<i>Chlorospingus wetmorei</i>	14
<i>Amazilia viridifrons</i>	63	<i>Peucaea acuminata</i>	935
<i>Amazilia wagneri</i>	54	<i>Arremonops sumichrasti</i>	56
<i>Coturnicops goldmani</i>	7	<i>Arremon apertus</i>	25
<i>Megascops vinaceus</i>	12	<i>Junco bairdi</i>	15
<i>Megascops lambi</i>	36	<i>Junco fulvescens</i>	11
<i>Glaucidium hoskinstii</i>	16	<i>Melospiza mexicana</i>	76
<i>Glaucidium palmarum</i>	73	<i>Melospiza rivularis</i>	15
<i>Glaucidium griscomi</i>	24	<i>Melospiza albicollis</i>	13
<i>Momotus coeruliceps</i>	216	<i>Pipilo macronyx</i>	36
<i>Aulacorhynchus wagleri</i>	24	<i>Pipilo nigrescens</i>	177
<i>Melanerpes angustifrons</i>	9	<i>Pipilo ocai</i>	197
<i>Colaptes aeruginosus</i>	51	<i>Atlapetes albinucha</i>	76
<i>Psittacara holochlorus</i>	62	<i>Icterus fuertesi</i>	29
<i>Psittacara brewsteri</i>	9	<i>Icterus dickeyae</i>	106
<i>Forpus cyanopygius</i>	158	<i>Geothlypis modesta</i>	33
<i>Grallaria bairdi</i>	33	<i>Geothlypis chapalensis</i>	12
<i>Grallaria ochraceiventris</i>	32	<i>Geothlypis melanops</i>	28
<i>Dendrocolaptes sheffleri</i>	11	<i>Basileuterus rufifrons</i>	563
<i>Xiphocolaptes omiltemensis</i>	8	<i>Cardellina melanauris</i>	63
<i>Tityra griseiceps</i>	197	<i>Cardellina rubra</i>	760
<i>Pachyramphus uropygialis</i>	202	<i>Piranga bidentata</i>	296
<i>Attila pacificus</i>	179	<i>Habia affinis</i>	106
<i>Vireo perquisitor</i>	48	<i>Cardinalis carneus</i>	72
<i>Vireo paluster</i>	53	<i>Pheucticus chrysopheplus</i>	509
<i>Cyanocorax speciosa</i>	53	<i>Granatellus venustus</i>	298
<i>Cyanocitta coronata</i>	25	<i>Amaurospiza relictus</i>	19
<i>Aphelocoma sumichrasti</i>	16	<i>Cyanocompsa indigotica</i>	569
<i>Aphelocoma ultramarina</i>	152	<i>Coereba caboti</i>	12
<i>Aphelocoma guerrerensis</i>	24	<i>Sporophila torqueola</i>	71
<i>Campylorhynchus megalopterus</i>	134	<i>Saltator vigorsii</i>	236
<i>Campylorhynchus nelsoni</i>	122		
<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	43		
<i>Campylorhynchus humilis</i>	106		

Anexo 2 (A).- Se presenta la información relacionada con el análisis de riesgo de las especies con base en el listado de la NOM 059 y de la UICN, así como el método de obtención del área. Se enlistan las columnas en el siguiente orden: 1) Especies; La tendencia poblacional 2) bajo el Concepto Biológico de Especie (CBE); y 3) bajo el Concepto Filogenético (CFE), en ambas columnas; 4) La categoría de riesgo de la especie o 5) de la subespecie; según la NOM 059, como: Pr= sujeta a protección especial, P= Peligro de extinción, A= Amenazada; 6) Si la especie está o no incluida el MER; 7) La categoría de riesgo según la IUCN bajo el Concepto Biológico de Especie (UICN CBE); 8) y bajo el Concepto Filogenético (UICN CFE) en ambas columnas como: LC= Preocupación Menor, NT= Casi amenazada, CR= Críticamente amenazada, VU= vulnerable, EN= amenazada.

Especie	Tendencia poblacional EB	Tendencia poblacional EF	NOM Categoría de especie	NOM Categoría subespecie	MER	UICN CBE	UICN CFE
<i>Crypturellus occidentalis</i>	Decreciente	Decreciente	PR	No	Si	LC	LC
<i>Colinus ridgwayi</i>	Decreciente	NA	No	P	No	NT	No
<i>Colinus coyolcos</i>	Decreciente	NA	No	No	NA	NT	No
<i>Colinus pectoralis</i>	Decreciente	NA	No	No	NA	NT	No
<i>Colinus graysoni</i>	Decreciente	NA	No	No	NA	NT	No
<i>Colinus godmani</i>	Decreciente	NA	No	No	NA	NT	No
<i>Cyrtonyx salli</i>	Estable	Decreciente	PR	A	No	LC	NT
<i>Patagioenas vioscae</i>	Decreciente	NA	No	Pr	No	LC	No
<i>Piaya mexicana</i>	Estable	Estable	No	No	NA	LC	No
<i>Chaetura gaumeri</i>	Decreciente	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Phaethornis mexicanus</i>	Desconocida	Desconocida	No	No	NA	LC	LC
<i>Phaethornis griseoventer</i>	Desconocida	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Lampornis amethystinus</i>	Decreciente	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Chlorostilbon canivetti</i>	Desconocida	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Cyananthus doubledayi</i>	Incremento	Estable	No	No	NA	LC	LC
<i>Campylopterus curvipennis</i>	Decreciente	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Amazilia beryllina</i>	Desconocida	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Amazilia viridifrons</i>	Desconocida	Desconocida	A	A	No	LC	No
<i>Amazilia wagneri</i>	Desconocida	Desconocida	A	No	No	LC	LC
<i>Coturnicops goldmani</i>	Estable	NA	No	P	No	LC	No
<i>Megascops vinaceus</i>	Decreciente	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Megascops lambi</i>	Estable	NA	Pr	No	No	LC	No
<i>Glaucidium hoskinstii</i>	Decreciente	Desconocida	No	A	Si	LC	LC
<i>Glaucidium palmarum</i>	Decreciente	NA	A	A	Si	LC	No
<i>Glaucidium griscomi</i>	Decreciente	NA	A	No	Si	LC	No
<i>Momotus coeruliceps</i>	Decreciente	Decreciente	No	No	NA	LC	LC
<i>Aulacorhynchus wagleri</i>	Decreciente	Decreciente	PR	A	No	LC	LC
<i>Melanerpes angustifrons</i>	Incremento	NA	No	Pr	No	LC	No
<i>Colaptes aeruginosus</i>	Estable	Estable	No	No	NA	LC	LC
<i>Psittacara holochlorus</i>	Decreciente	NA	A	A	No	LC	No

<i>Psittacara brewsteri</i>	Decreciente	NA	A	P	No	LC	No
<i>Forpus cyanopygius</i>	Decreciente	NA	Pr	No	No	NT	No
<i>Grallaria binfordi</i>	Decreciente	NA	A	No	Si	LC	No
<i>Grallaria ochraceiventris</i>	Decreciente	NA	A	No	Si	LC	No
<i>Dendrocolaptes sheffleri</i>	Decreciente	NA	PR	No	No	LC	No
<i>Xiphocolaptes omiltemensis</i>	Estable	NA	No	P	No	LC	No
<i>Tityra griseiceps</i>	Estable	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Pachyramphus uropygialis</i>	Estable	Estable	No	Pr	No	LC	LC
<i>Attila pacificus</i>	Estable	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Vireo perquisitor</i>	Incremento	NA	No	A	No	LC	No
<i>Vireo paluster</i>	Desconocida	NA	Pr	No	No	LC	No
<i>Cyanocorax speciosa</i>	Incremento	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Cyanocitta coronata</i>	Incremento	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Aphelocoma sumichrasti</i>	Estable	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Aphelocoma ultramarina</i>	Decreciente	Decreciente	No	No	NA	LC	LC
<i>Aphelocoma guerrerensis</i>	Decreciente	NA	A	No	No	LC	No
<i>Campylorhynchus megalopterus</i>	Estable	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Campylorhynchus nelsoni</i>	Estable	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	Estable	Estable	No	A	No	LC	LC
<i>Campylorhynchus humilis</i>	Estable	Estable	No	No	NA	LC	LC
<i>Campylorhynchus affinis</i>	Decreciente	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Uropsila pacifica</i>	Desconocida	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Polioptila albiventris</i>	Decreciente	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Catharus olivascens</i>	Decreciente	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Catharus occidentalis</i>	Decreciente	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Turdus assimilis</i>	Decreciente	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Turdus rufopalliatus</i>	Estable	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Turdus confinis</i>	Incremento	Estable	No	Pr	No	LC	LC
<i>Melanotis caerulescens</i>	Decreciente	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Toxostoma palmeri</i>	Decreciente	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Toxostoma arenicola</i>	Estable	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Euphonia godmani</i>	Estable	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Spinus joiyi</i>	Decreciente	NA	No	No	No	LC	No
<i>Rhodinocichla schistacea</i>	Estable	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Chlorospingus albifrons</i>	Estable	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Chlorospingus ophthalmicus</i>	Estable	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Chlorospingus wetmorei</i>	Estable	NA	No	A	Si	LC	No
<i>Peucaea acuminata</i>	Estable	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Arremonops sumichrasti</i>	Incremento	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Arremon apertus</i>	Decreciente	NA	No	A	Si	LC	No
<i>Junco bairdi</i>	Decreciente	Desconocida	No	Pr	No	LC	NT
<i>Junco fulvescens</i>	Decreciente	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Melospiza mexicana</i>	Estable	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Melospiza rivularis</i>	Estable	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Melozona albigula</i>	Decreciente	NA	No	No	NA	LC	No

<i>Pipilo macronyx</i>	Estable	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Pipilo nigrescens</i>	Estable	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Pipilo ocai</i>	Estable	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Atlapetes albinucha</i>	Estable	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Icterus fuertesi</i>	Estable	Estable	No	PR	No	LC	LC
<i>Icterus dickeyae</i>	Decreciente	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Geothlypis modesta</i>	Estable	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Geothlypis chapalensis</i>	Estable	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Geothlypis melanops</i>	Estable	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Basileuterus rufifrons</i>	Estable	NA	No	No	NA	LC	LC
<i>Cardellina melanauris</i>	Decreciente	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Cardellina rubra</i>	Decreciente	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Piranga bidentata</i>	Estable	NA	No	No	NA	LC	LC
<i>Habia affinis</i>	Decreciente	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Cardinalis carneus</i>	Estable	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Pheucticus chrysopeplus</i>	Decreciente	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Granatellus venustus</i>	Estable	Estable	No	No	NA	LC	LC
<i>Amaurospiza relictta</i>	Decreciente	Estable	P	No	Si	LC	LC
<i>Cyanocompsa indigotica</i>	Desconocida	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Coereba caboti</i>	Estable	NA	No	No	NA	LC	No
<i>Sporophila torqueola</i>	Incremento	Incremento	No	No	NA	LC	LC
<i>Saltator vigorsii</i>	Decreciente	NA	No	No	NA	LC	No

Anexo 2 (B).- Se presenta la información por columnas 1) especie; 2) Resultados de la ROC parcial (ROC); 3) Valor de P de la prueba de Jackknife (P); 4) Número de píxeles predichos por MDE; 5) Área en km² del Modelo de Distribución de Especies (MDE km²); 6) Porcentaje del área de distribución relativo a México por MDE y 7) Amplitud de la distribución del taxón en México con base en el Modelo de Distribución de Especies (Criterio A MER MDE) como: 4 = muy restringida, 3 = restringida, 2 = amplia, 1= muy amplia

Espece	ROC Parcial	P	Píxeles predichos (MDE)	Superficie MDE en km ²	% relativo a Dist. En México	Criterio A MER MDE
<i>Crypturellus occidentalis</i>	1.4	NA	51,114.00	42,667.49	2.17	4
<i>Colinus ridgwayi</i>	NA	0.06	201,265.00	168,006.25	8.57	3
<i>Colinus coyolcos</i>	1.67	NA	15,562.00	12,990.40	0.66	4
<i>Colinus pectoralis</i>	NA	0.002	16,938.00	14,139.02	0.72	4
<i>Colinus graysoni</i>	1.71	NA	78,069.00	65,168.21	3.32	4
<i>Colinus godmani</i>	NA	0.009	63,100.00	52,672.82	2.68	4
<i>Cyrtonyx salli</i>	NA	0.087	80,006.00	66,785.12	3.4	4
<i>Patagioenas vioscae</i>	1.89	NA	3,784.00	3,158.70	0.16	4
<i>Piaya mexicana</i>	1.51	NA	283,033.00	236,262.21	12.05	3
<i>Chaetura gaumeri</i>	1.39	NA	90,415.00	75,474.05	3.85	4
<i>Phaethornis mexicanus</i>	1.82	NA	22,205.00	18,535.66	0.94	4
<i>Phaethornis griseoventer</i>	NA	0.008	4,456.00	3,719.65	0.18	4
<i>Lampornis amethystinus</i>	1.35	NA	444,887.00	371,370.07	18.94	2
<i>Chlorostilbon canivetti</i>	1.84	NA	92,388.00	77,121.02	3.93	4
<i>Cynanthus doubledayi</i>	1.8	NA	21,741.00	18,148.33	0.92	4
<i>Campylopterus curvipennis</i>	1.79	NA	98,389.00	82,130.36	4.18	4
<i>Amazilia beryllina</i>	1.33	NA	781,499.00	652,357.43	33.28	2
<i>Amazilia viridifrons</i>	1.68	NA	66,755.00	55,723.83	2.84	4
<i>Amazilia wagneri</i>	1.88	NA	16,793.00	14,017.98	0.71	4
<i>Coturnicops goldmani</i>	NA	0	1,574.00	1,313.90	0.06	4
<i>Megascops vinaceus</i>	NA	0.003	55,054.00	45,956.41	2.34	4
<i>Megascops lambi</i>	1.91	NA	11,757.00	9,814.17	0.5	4
<i>Glaucidium hoskinstii</i>	NA	0.000002	4,844.00	4,043.54	0.2	4
<i>Glaucidium palmarum</i>	1.74	NA	81,602.00	68,117.39	3.47	4
<i>Glaucidium griscomi</i>	1.99	NA	28,513.00	23,801.27	1.21	4
<i>Momotus coeruliceps</i>	1.34	NA	175,259.00	146,297.71	7.46	3
<i>Aulacorhynchus wagleri</i>	1.97	NA	14,164.00	11,823.42	0.6	4
<i>Melanerpes angustifrons</i>	NA	0.004	4,545.00	3,793.95	0.19	4
<i>Colaptes aeruginosus</i>	1.87	NA	51,662.00	43,124.93	2.2	4
<i>Psittacara holochlorus</i>	1.75	NA	263,340.00	219,823.45	11.21	3
<i>Psittacara brewsteri</i>	NA	0.005	41,000.00	34,224.81	1.74	4
<i>Forpus cyanopygius</i>	1.34	NA	100,630.00	84,001.04	4.28	4
<i>Grallaria binfordi</i>	1.8	NA	33,137.00	27,661.16	1.41	4
<i>Grallaria ochraceiventris</i>	1.97	NA	81,887.00	68,355.29	3.48	4
<i>Dendrocolaptes sheffleri</i>	NA	0.003	37,757.00	31,517.71	1.6	4

<i>Xiphocolaptes omiltemensis</i>	NA	0.02	5,485.00	4,578.61	0.23	4
<i>Tityra griseiceps</i>	1.76	NA	150,599.00	125,712.73	6.41	3
<i>Pachyramphus uropygialis</i>	1.13	NA	359,788.00	300,333.56	15.32	2
<i>Attila pacificus</i>	1.61	NA	185,693.00	155,007.50	7.9	3
<i>Vireo perquisitor</i>	1.85	NA	87,204.00	72,793.67	3.71	4
<i>Vireo paluster</i>	1.96	NA	15,164.00	12,658.17	0.64	4
<i>Cyanocorax speciosa</i>	1.93	NA	69,821.00	58,283.18	2.97	4
<i>Cyanocitta coronata</i>	1.8	NA	16,109.00	13,447.01	0.68	4
<i>Aphelocoma sumichrasti</i>	NA	0	29,770.00	24,850.55	1.26	4
<i>Aphelocoma ultramarina</i>	1.24	NA	83,999.00	70,118.29	3.57	4
<i>Aphelocoma guerrerensis</i>	1.67	NA	14,211.00	11,862.65	0.6	4
<i>Campylorhynchus megalopterus</i>	1.99	NA	85,216.00	71,134.18	3.62	4
<i>Campylorhynchus nelsoni</i>	1.86	NA	50,307.00	41,993.84	2.14	4
<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	1.97	NA	7,623.00	6,363.31	0.32	4
<i>Campylorhynchus humilis</i>	1.54	NA	56,444.00	47,116.71	2.4	4
<i>Campylorhynchus affinis</i>	1.53	NA	118,854.00	99,213.55	5.06	3
<i>Uropsila pacifica</i>	1.5	NA	40,391.00	33,716.45	1.72	4
<i>Polioptila albiventris</i>	1.54	NA	36,910.00	30,810.68	1.57	4
<i>Catharus olivascens</i>	1.83	NA	65,699.00	54,842.34	2.79	4
<i>Catharus occidentalis</i>	1.45	NA	764,237.00	637,947.95	32.54	2
<i>Turdus assimilis</i>	1.55	NA	759,033.00	633,603.90	32.32	2
<i>Turdus rufopalliatu</i>	1.23	NA	655,949.00	547,554.38	27.93	2
<i>Turdus confinis</i>	NA	0.026	3,029.00	2,528.46	0.12	4
<i>Melanotis caerulescens</i>	1.17	NA	696,855.00	581,700.73	29.67	2
<i>Toxostoma palmeri</i>	1.85	NA	76,734.00	64,053.82	3.26	4
<i>Toxostoma arenicola</i>	1.89	NA	35,851.00	29,926.67	1.52	4
<i>Euphonia godmani</i>	1.69	NA	142,643.00	119,071.45	6.07	3
<i>Spinus joiyi</i>	1.94	NA	87,736.00	73,237.75	3.73	4
<i>Rhodinocichla schistacea</i>	1.71	NA	68,925.00	57,535.24	2.93	4
<i>Chlorospingus albifrons</i>	1.98	NA	32,152.00	26,838.93	1.36	4
<i>Chlorospingus ophthalmicus</i>	1.81	NA	41,585.00	34,713.14	1.77	4
<i>Chlorospingus wetmorei</i>	NA	0.0013	1,805.00	1,506.73	0.07	4
<i>Peucaea acuminata</i>	1.26	NA	328,730.00	274,407.85	13.99	3
<i>Arremonops sumichrasti</i>	1.83	NA	79,143.00	66,064.73	3.37	4
<i>Arremon apertus</i>	1.91	NA	1,701.00	1,419.91	0.07	4
<i>Junco bairdi</i>	NA	0.05	8,451.00	7,054.48	0.35	4
<i>Junco fulvescens</i>	NA	0	1,092.00	911.55	0.04	4
<i>Melospiza mexicana</i>	1.9	NA	31,833.00	26,572.64	1.35	4
<i>Melospiza rivularis</i>	NA	0.026	37,132.00	30,995.99	1.58	4
<i>Melospiza albicula</i>	NA	0.064	9,875.00	8,243.17	0.42	4
<i>Pipilo macronyx</i>	1.97	NA	157,525.00	131,494.22	6.7	3
<i>Pipilo nigrescens</i>	1.63	NA	58,611.00	48,925.62	2.49	4
<i>Pipilo ocai</i>	1.39	NA	156,427.00	130,577.67	6.66	3
<i>Atlapetes albinucha</i>	1.78	NA	50,417.00	42,085.66	2.14	4
<i>Icterus fuertesi</i>	1.94	NA	10,254.00	8,559.54	0.43	4

<i>Icterus dickeyae</i>	1.77	NA	60,209.00	50,259.55	2.56	4
<i>Geothlypis modesta</i>	1.69	NA	207,832.00	173,488.06	8.85	3
<i>Geothlypis chapalensis</i>	NA	0.000046	25,965.00	21,674.32	1.1	4
<i>Geothlypis melanops</i>	1.89	NA	116,455.00	97,210.98	4.95	4
<i>Basileuterus rufifrons</i>	1.34	NA	1,073,397.00	896,019.71	45.71	1
<i>Cardellina melanauris</i>	1.93	NA	85,313.00	71,215.15	3.63	4
<i>Cardellina rubra</i>	1.42	NA	214,491.00	179,046.67	9.13	3
<i>Piranga bidentata</i>	1.28	NA	676,636.00	564,822.89	28.81	2
<i>Habia affinis</i>	1.82	NA	97,399.00	81,303.96	4.14	4
<i>Cardinalis carneus</i>	1.91	NA	17,627.00	14,714.16	0.75	4
<i>Pheucticus chrysopeplus</i>	1.49	NA	417,959.00	348,891.88	17.79	2
<i>Granatellus venustus</i>	1.2	NA	314,725.00	262,717.15	13.4	3
<i>Amaurospiza relicta</i>	NA	0	49,423.00	41,255.92	2.1	4
<i>Cyanocompsa indigotica</i>	1.35	NA	152,885.00	127,620.98	6.51	3
<i>Coereba caboti</i>	NA	0.027	25,789.00	21,527.41	1.09	4
<i>Sporophila torqueola</i>	1.8	NA	298,986.00	249,579.00	12.73	3
<i>Saltator vigorsii</i>	1.46	NA	182,371.00	152,234.46	7.76	3

Anexo 2 (C).- Se presentan los resultados en las siguientes columnas 1) especie; 2) Categoría de riesgo de la UICN con basen en el MDE (Cat. UICN MDE) como: LC= Preocupación Menor, NT= Casi amenazada, CR= Críticamente amenazada, VU= vulnerable, EN= amenazada; 3) Área en km2 del Polígono Mínimo Convexo (PMC Km2); 4) Categoría UICN basada en el PMC; 5) Amplitud de la distribución del taxón en México con base en el PMC (Criterio A MER PMC); 6) Porcentaje relativo a la distribución en México (% PMC). 7) Amplitud de la distribución del taxón en México con base en el PMC (Criterio A MER PMC). .

Especie	Categoría UICN MDE	superficie PMC en km2	Categoría UICN PMC	% relativo a Dist. en México	Criterio A MER PMC
<i>Crypturellus occidentalis</i>	NT	176,273.21	LC	8.99	3
<i>Colinus ridgwayi</i>	LC	37,464.00	NT	1.91	4
<i>Colinus coyolcos</i>	VU	22,001.82	NT	1.12	4
<i>Colinus pectoralis</i>	VU	5,788.82	VU	0.29	4
<i>Colinus graysoni</i>	LC	36,922.16	NT	1.88	4
<i>Colinus godmani</i>	LC	17,516.72	VU	0.89	4
<i>Cyrtonyx salli</i>	LC	24,689.51	NT	1.25	4
<i>Patagioenas vioscae</i>	EN	1,957.79	EN	0.09	4
<i>Piaya mexicana</i>	LC	445,465.72	LC	22.72	2
<i>Chaetura gaumeri</i>	LC	85,562.84	LC	4.36	4
<i>Phaethornis mexicanus</i>	NT	25,630.54	NT	1.3	4
<i>Phaethornis griseoventer</i>	EN	983.30	EN	0.05	4
<i>Lampornis amethystinus</i>	LC	546,773.81	LC	27.89	2
<i>Chlorostilbon canivetti</i>	LC	60,848.12	LC	3.1	4
<i>Cynanthus doubledayi</i>	NT	141,785.31	LC	7.23	3
<i>Campylopterus curvipennis</i>	LC	91,503.10	LC	4.66	4
<i>Amazilia beryllina</i>	LC	892,507.79	LC	45.53	1
<i>Amazilia viridifrons</i>	LC	31,358.41	NT	1.59	4
<i>Amazilia wagneri</i>	VU	12,859.20	VU	0.65	4
<i>Coturnicops goldmani</i>	EN	34.32	CR	0	4
<i>Megascops vinaceus</i>	LC	9,733.92	VU	0.49	4
<i>Megascops lambi</i>	VU	9,077.12	VU	0.46	4
<i>Glaucidium hoskinstii</i>	EN	1,150.94	EN	0.05	4
<i>Glaucidium palmarum</i>	LC	495,030.25	LC	25.25	2
<i>Glaucidium griscomi</i>	NT	41,107.43	NT	2.09	4
<i>Momotus coeruliceps</i>	LC	163,882.48	LC	8.36	3
<i>Aulacorhynchus wagleri</i>	VU	12,402.33	VU	0.63	4
<i>Melanerpes angustifrons</i>	EN	298.06	EN	0.01	4
<i>Colaptes aeruginosus</i>	LC	82,739.73	LC	4.22	4
<i>Psittacara holochlorus</i>	LC	381,664.64	LC	19.47	2
<i>Psittacara brewsteri</i>	NT	6,276.54	VU	0.32	4
<i>Forpus cyanopygius</i>	LC	130,507.08	LC	6.65	3
<i>Grallaria binfordi</i>	NT	101,522.81	LC	5.17	3

<i>Grallaria ochraceiventris</i>	LC	82,582.06	LC	4.21	4
<i>Dendrocolaptes sheffleri</i>	NT	6,889.37	VU	0.35	4
<i>Xiphocolaptes omiltemensis</i>	VU	434.71	EN	0.02	4
<i>Tityra griseiceps</i>	LC	321,142.00	LC	16.38	2
<i>Pachyramphus uropygialis</i>	LC	538,745.79	LC	27.48	2
<i>Attila pacificus</i>	LC	399,497.29	LC	20.38	2
<i>Vireo perquisitor</i>	LC	49,381.77	LC	2.51	4
<i>Vireo paluster</i>	VU	56,051.55	LC	2.85	4
<i>Cyanocorax speciosa</i>	LC	147,615.55	LC	7.53	3
<i>Cyanocitta coronata</i>	NT	51,129.41	LC	2.6	4
<i>Aphelocoma sumichrasti</i>	NT	4,158.45	EN	0.21	4
<i>Aphelocoma ultramarina</i>	LC	90,261.92	LC	4.6	4
<i>Aphelocoma guerrerensis</i>	VU	5,345.97	VU	0.27	4
<i>Campylorhynchus megalopterus</i>	LC	60,615.08	LC	3.09	4
<i>Campylorhynchus nelsoni</i>	LC	8,160.42	VU	0.41	4
<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	VU	6,314.23	VU	0.32	4
<i>Campylorhynchus humilis</i>	LC	155,957.75	LC	7.95	3
<i>Campylorhynchus affinis</i>	LC	111,150.19	LC	5.67	3
<i>Uropsila pacifica</i>	NT	70,378.52	LC	3.59	4
<i>Polioptila albiventris</i>	NT	28,072.12	NT	1.43	4
<i>Catharus olivascens</i>	LC	75,902.79	LC	3.87	4
<i>Catharus occidentalis</i>	LC	807,118.79	LC	41.17	1
<i>Turdus assimilis</i>	LC	852,160.43	LC	43.47	1
<i>Turdus rufopalliatus</i>	LC	640,245.59	LC	32.66	2
<i>Turdus confinis</i>	EN	270.25	EN	0.01	4
<i>Melanotis caerulescens</i>	LC	866,765.57	LC	44.21	1
<i>Toxostoma palmeri</i>	LC	73,172.25	LC	3.73	4
<i>Toxostoma arenicola</i>	LC	29,151.03	NT	1.48	4
<i>Euphonia godmani</i>	LC	204,539.34	LC	10.43	3
<i>Spinus jousyi</i>	LC	51,289.93	LC	2.61	4
<i>Rhodinocichla schistacea</i>	LC	138,165.73	LC	7.04	3
<i>Chlorospingus albifrons</i>	NT	24,553.13	NT	1.25	4
<i>Chlorospingus ophthalmicus</i>	LC	47,731.86	LC	2.43	4
<i>Chlorospingus wetmorei</i>	EN	266.44	EN	0.01	4
<i>Peucaea acuminata</i>	LC	325,565.89	LC	16.6	2
<i>Arremonops sumichrasti</i>	LC	382,362.23	LC	19.5	2
<i>Arremon apertus</i>	EN	268.61	EN	0.01	4
<i>Junco bairdi</i>	VU	1,372.32	EN	0.07	4
<i>Junco fulvescens</i>	EN	360.51	EN	0.01	4
<i>Melospiza mexicana</i>	NT	34,718.18	NT	1.77	4
<i>Melospiza rivularis</i>	NT	26,681.58	NT	1.36	4
<i>Melospiza albicula</i>	VU	2,309.53	EN	0.11	4
<i>Pipilo macronyx</i>	LC	145,946.07	LC	7.44	3
<i>Pipilo nigrescens</i>	LC	65,151.79	LC	3.32	4
<i>Pipilo ocai</i>	LC	159,542.37	LC	8.13	3
<i>Atlapetes albinucha</i>	LC	40,282.07	NT	2.05	4

<i>Icterus fuertesi</i>	VU	14,731.54	VU	0.75	4
<i>Icterus dickeyae</i>	LC	59,259.00	LC	3.02	4
<i>Geothlypis modesta</i>	LC	143,429.85	LC	7.31	3
<i>Geothlypis chapalensis</i>	NT	1,844.79	EN	0.09	4
<i>Geothlypis melanops</i>	LC	100,581.07	LC	5.13	3
<i>Basileuterus rufifrons</i>	LC	1,156,564.18	LC	59	1
<i>Cardellina melanauris</i>	LC	28,976.46	NT	1.47	4
<i>Cardellina rubra</i>	LC	291,833.18	LC	14.88	3
<i>Piranga bidentata</i>	LC	802,684.56	LC	40.94	1
<i>Habia affinis</i>	LC	159,819.05	LC	8.15	3
<i>Cardinalis carneus</i>	VU	81,306.15	LC	4.14	4
<i>Pheucticus chrysopheplus</i>	LC	600,640.37	LC	30.64	2
<i>Granatellus venustus</i>	LC	676,291.45	LC	34.5	2
<i>Amaurospiza relicta</i>	NT	39,780.10	NT	2.02	4
<i>Cyanocompsa indigotica</i>	LC	494,134.79	LC	25.2	2
<i>Coereba caboti</i>	NT	12,103.60	VU	0.61	4
<i>Sporophila torqueola</i>	LC	315,212.81	LC	16.08	2
<i>Saltator vigorsii</i>	LC	402,685.76	LC	20.54	2

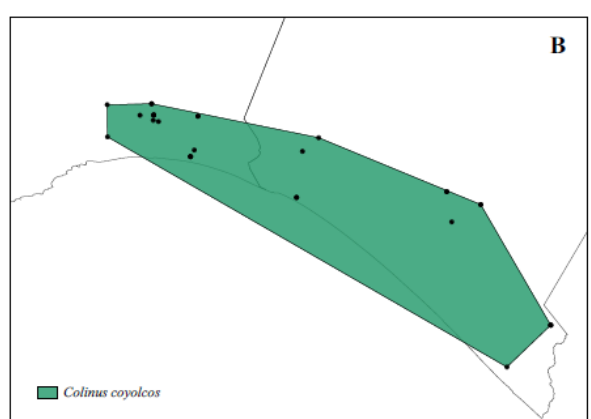
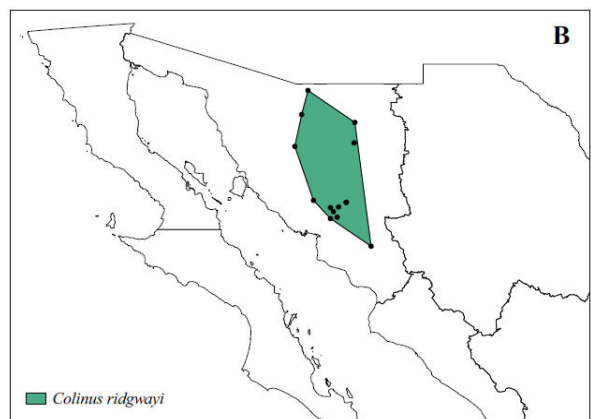
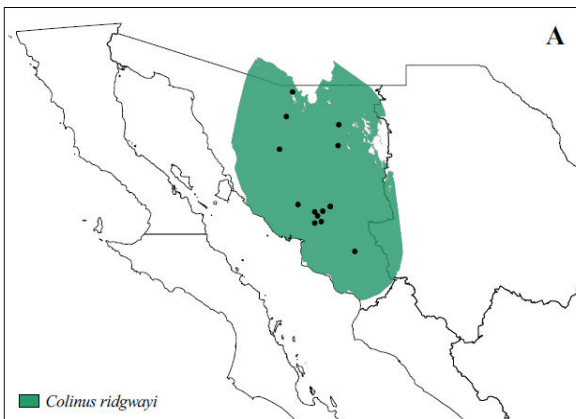
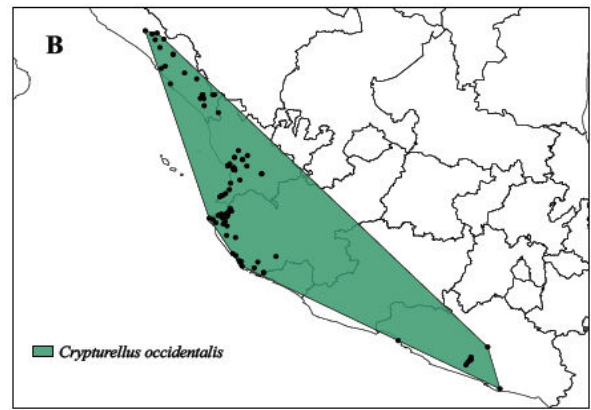
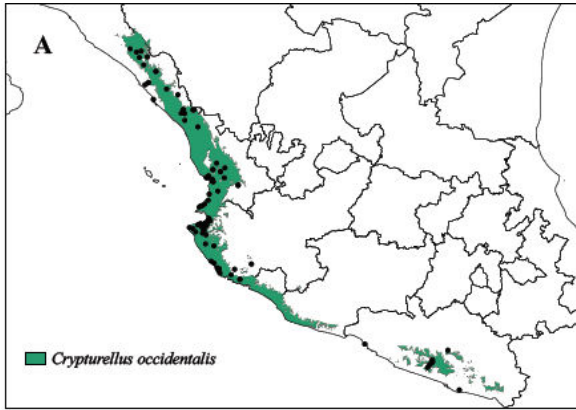
APENDICE II.1

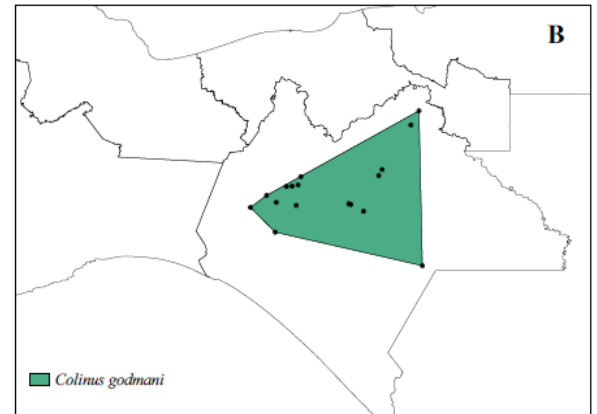
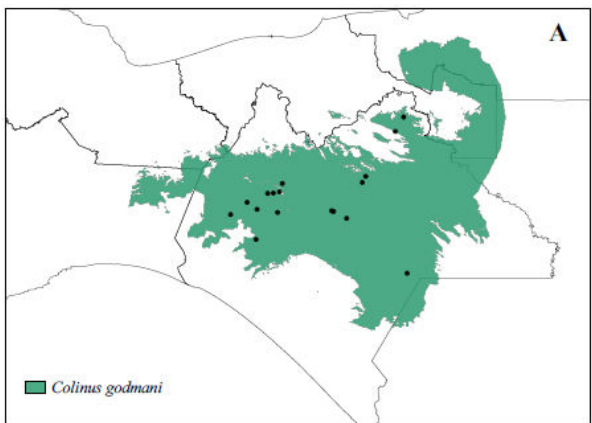
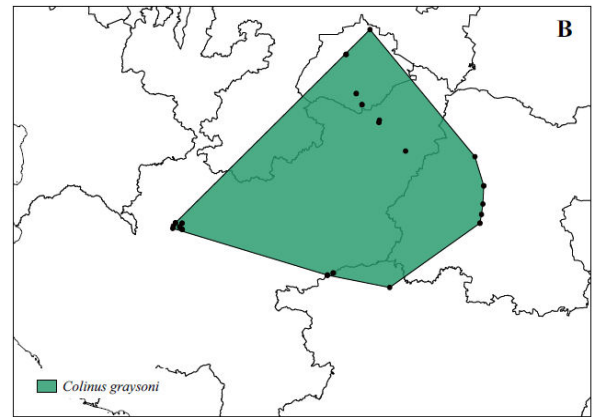
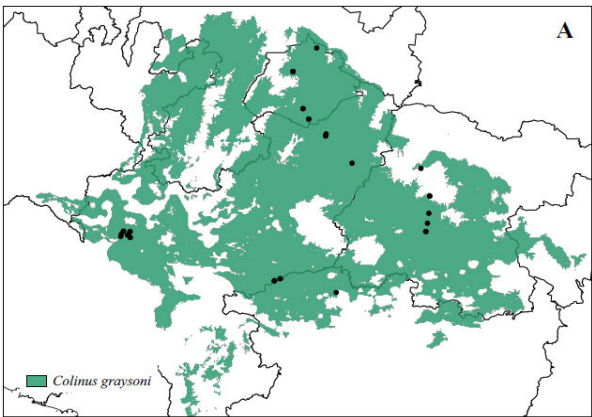
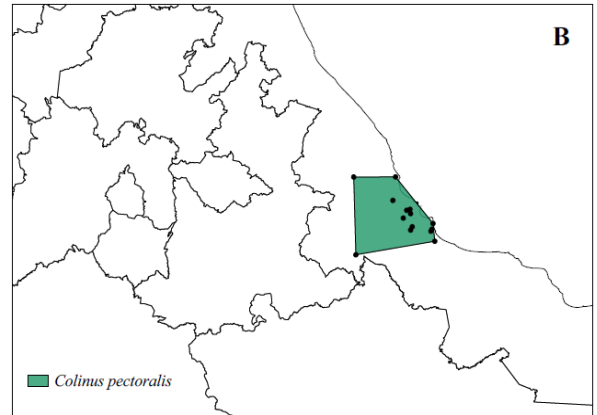
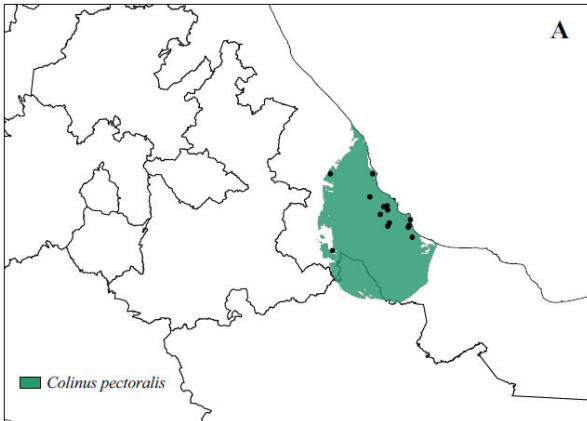
Modelos de Distribución de Especies

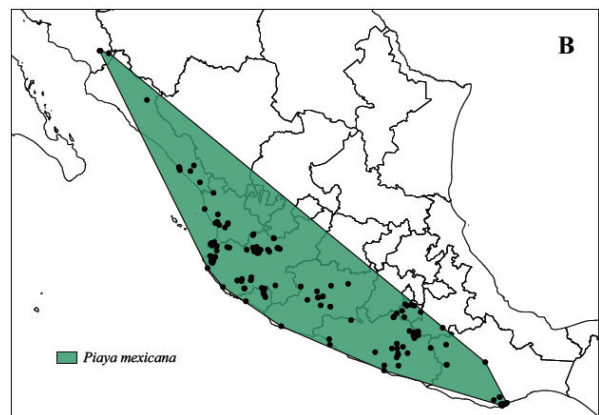
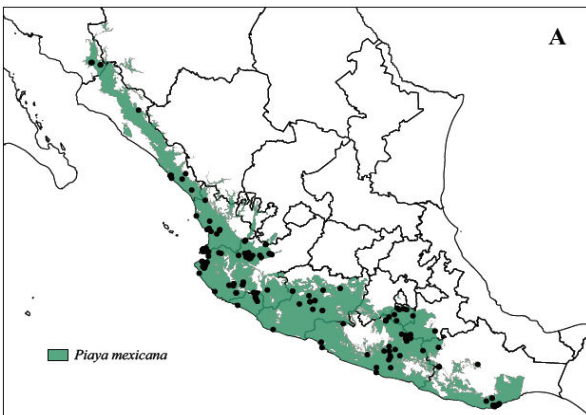
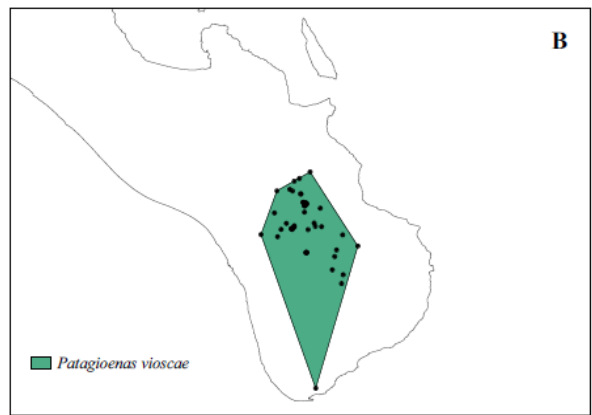
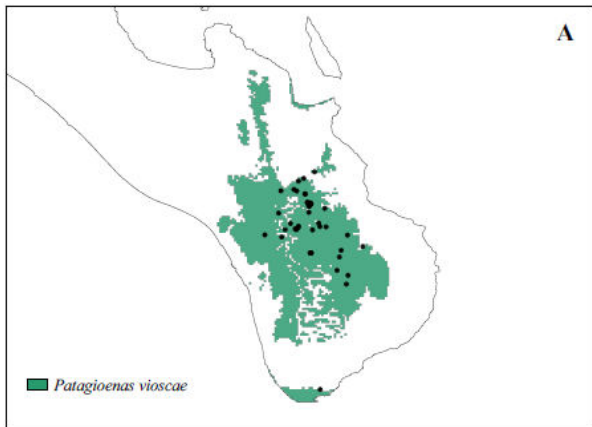
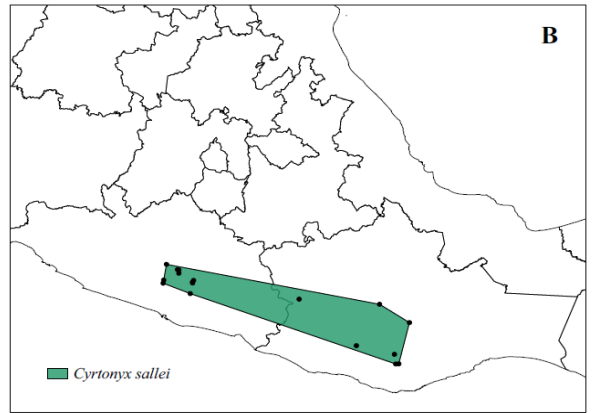
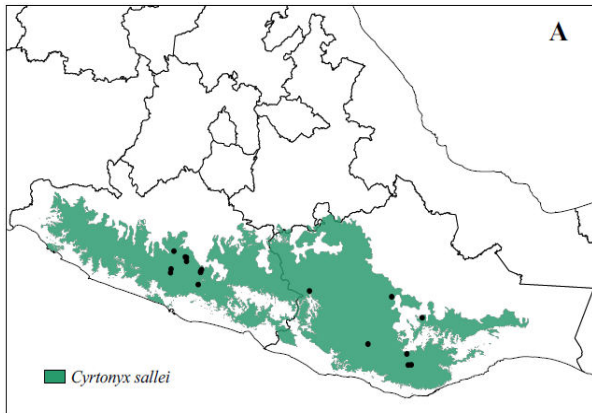
(MDE) y Polígonos Mínimos

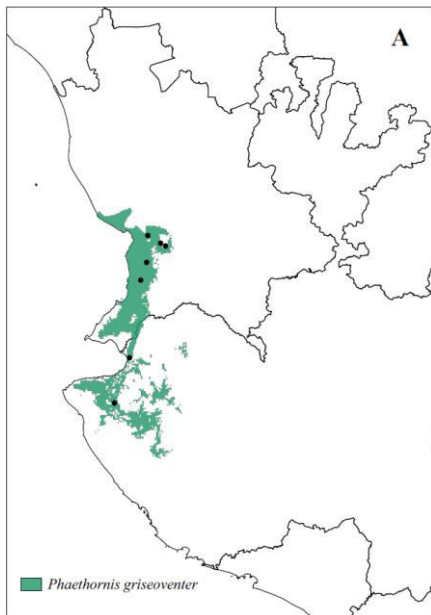
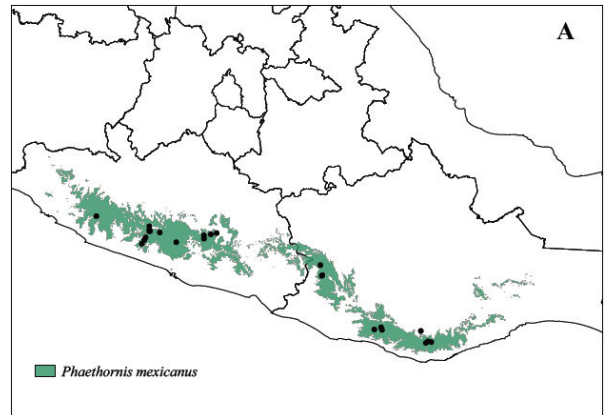
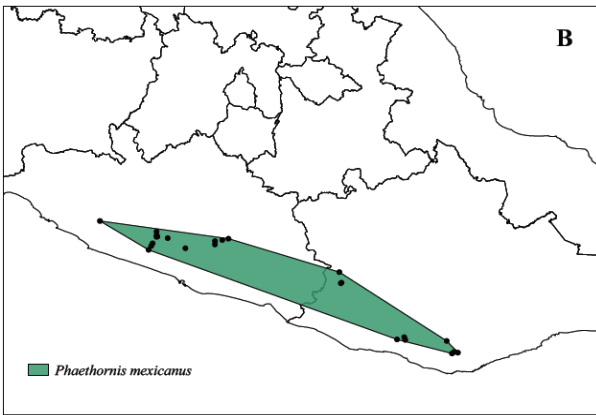
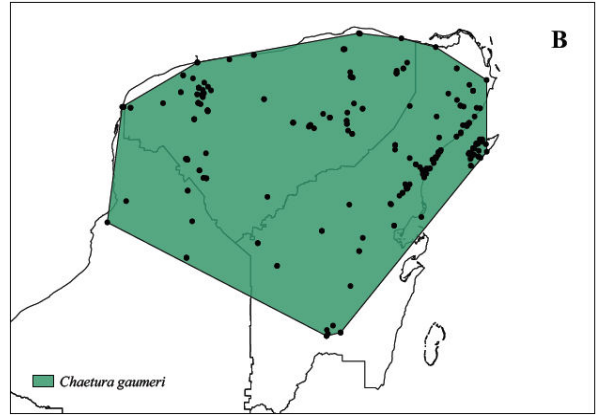
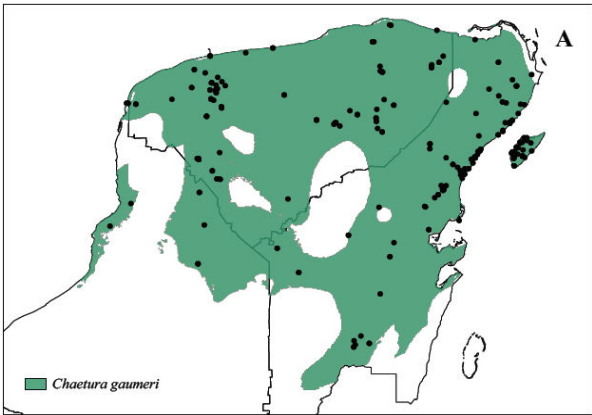
Convexos (PMC)

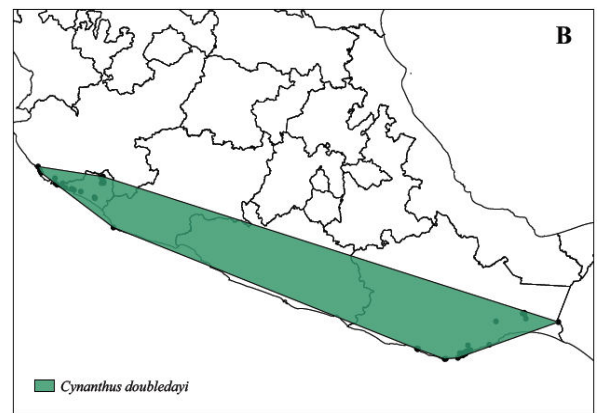
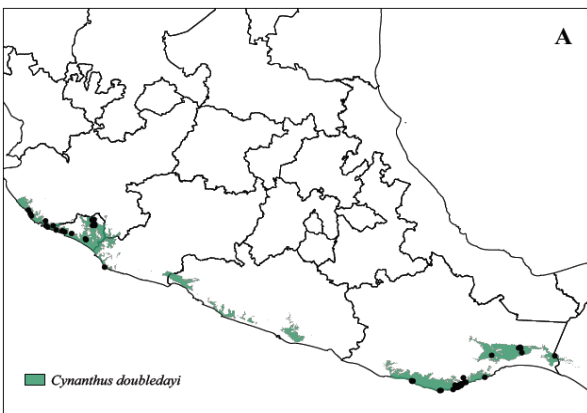
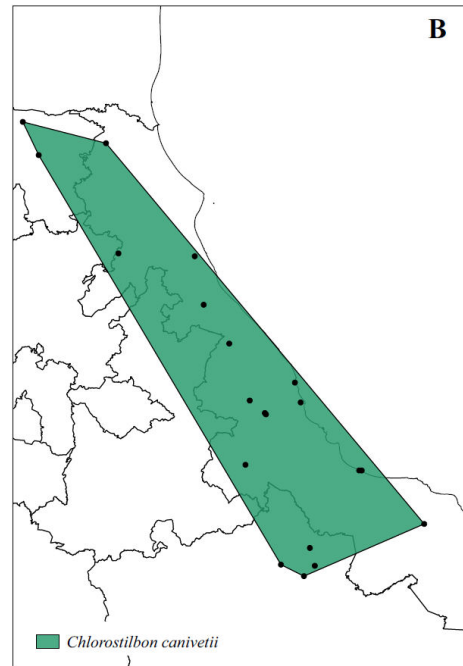
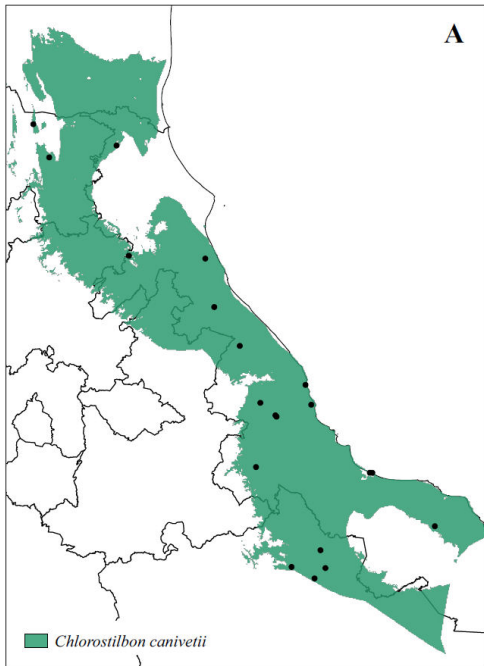
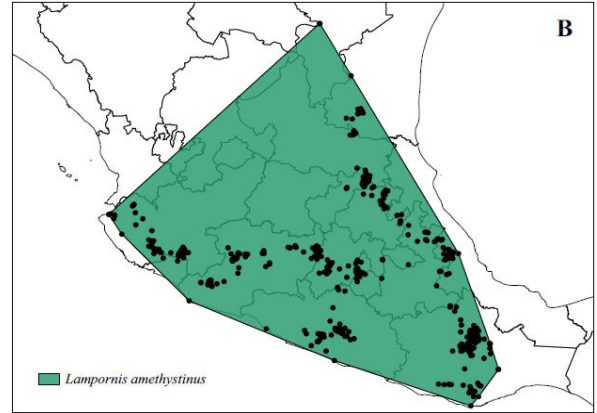
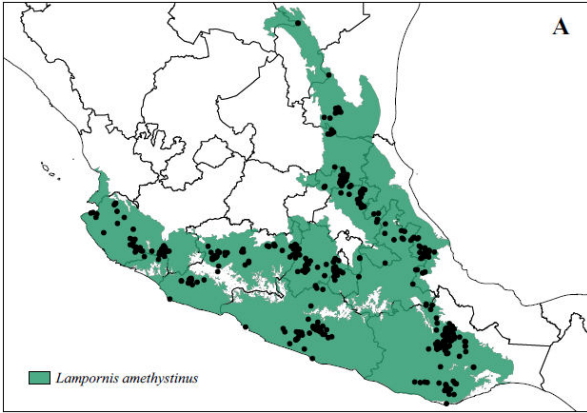
Apéndice II.1 Se presentan las figuras para las 97 especies Modelos de distribución de especies (MDE) = A, y Polígonos mínimos convexos (PMC) = B

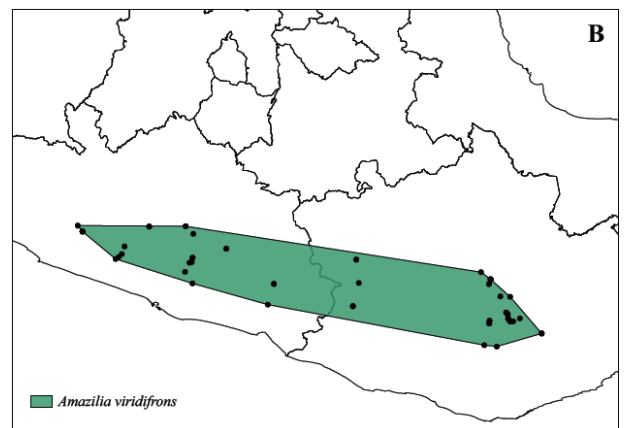
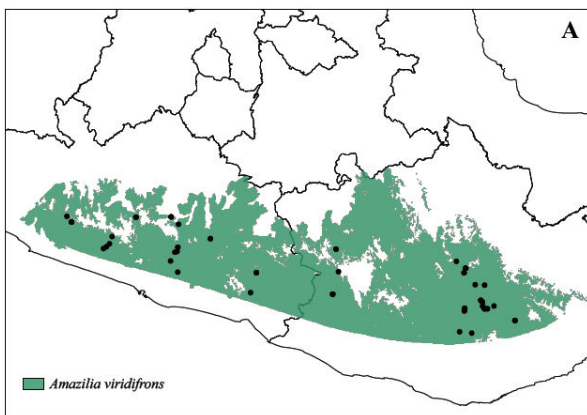
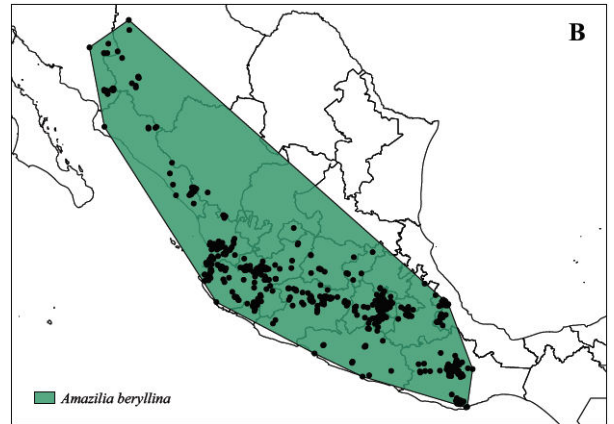
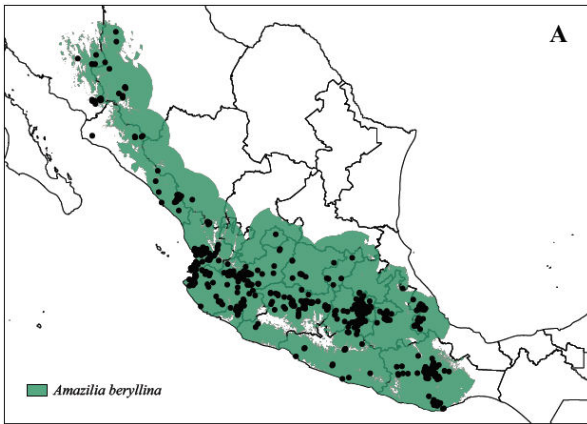
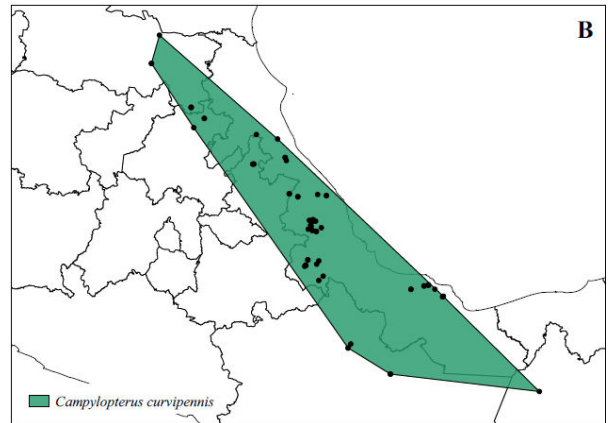
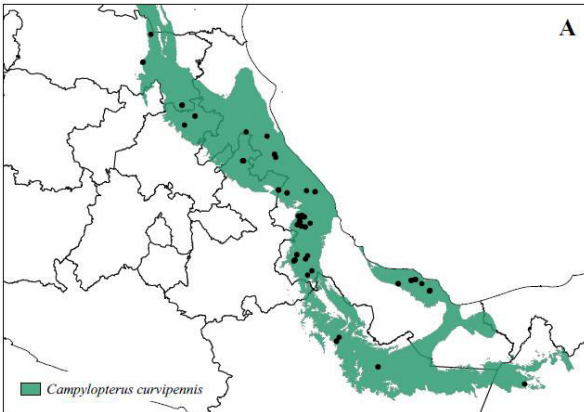


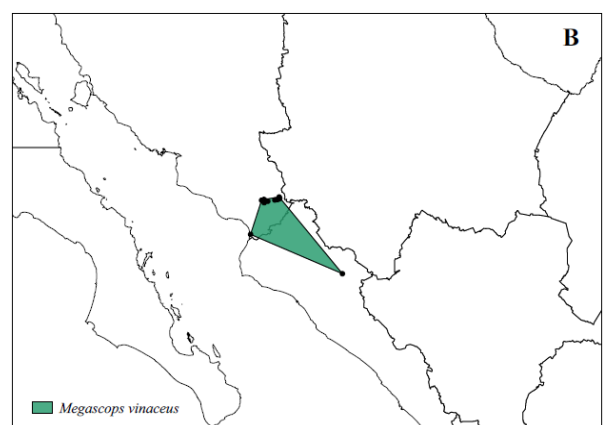
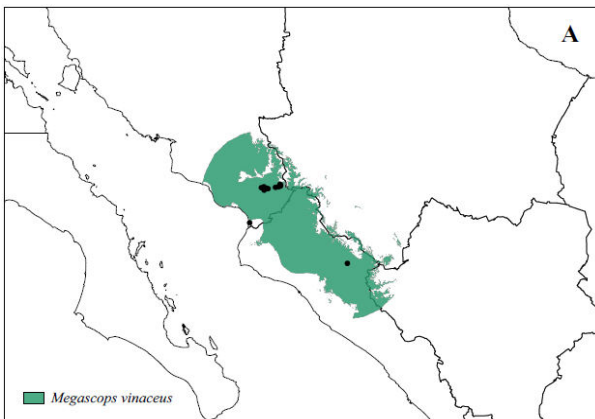
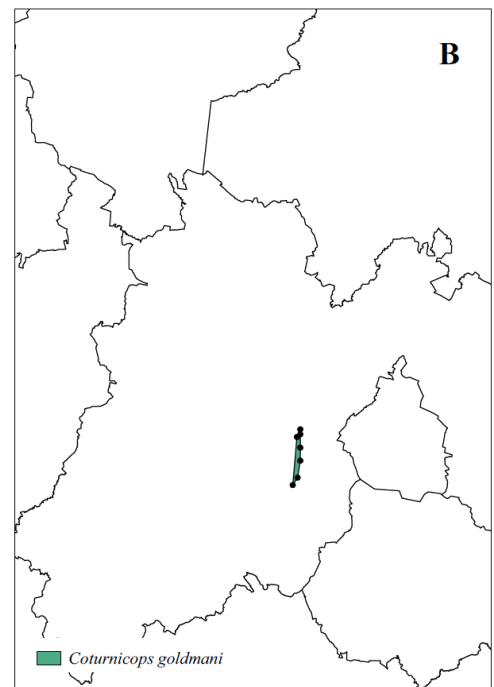
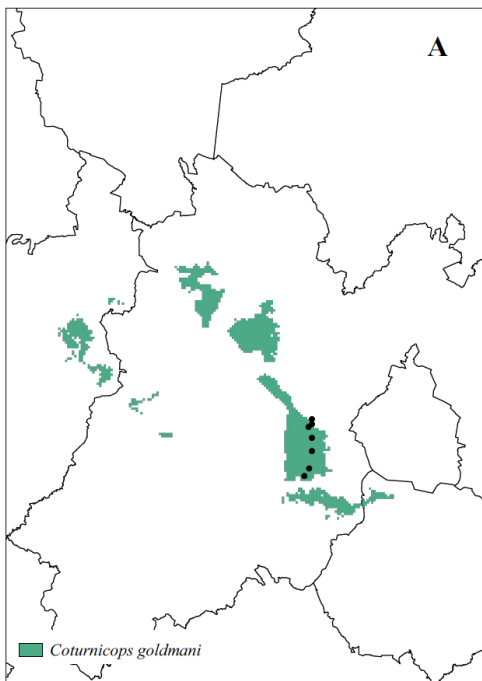
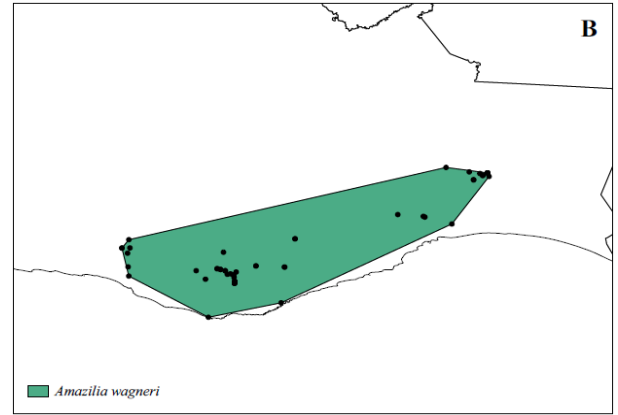
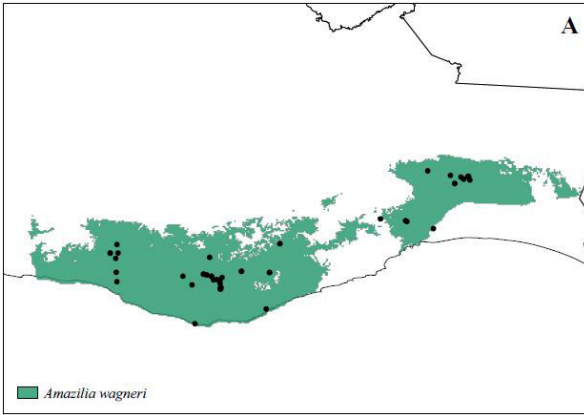


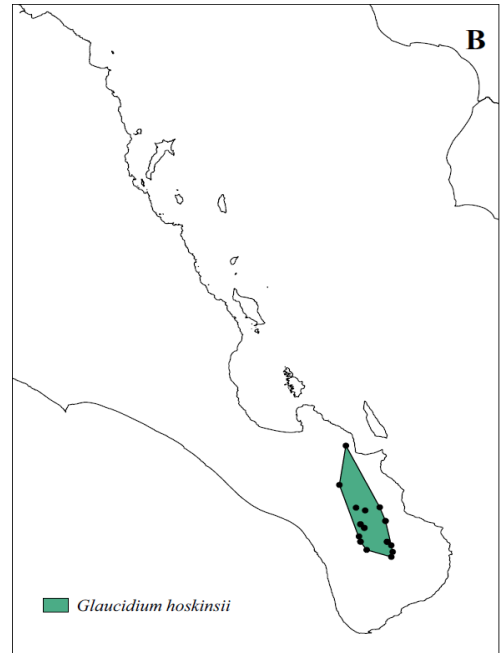
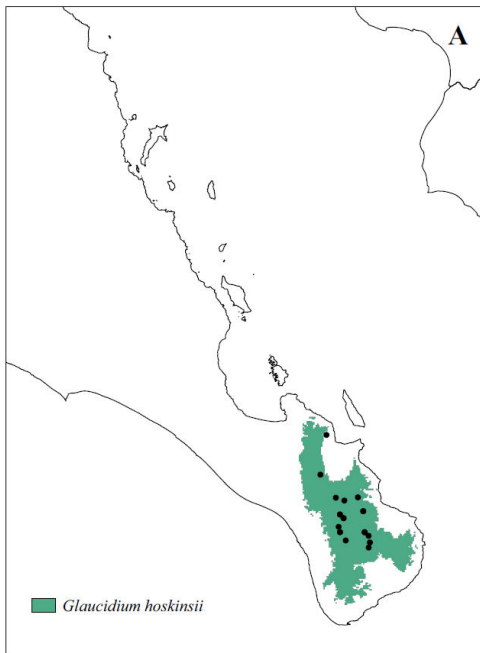
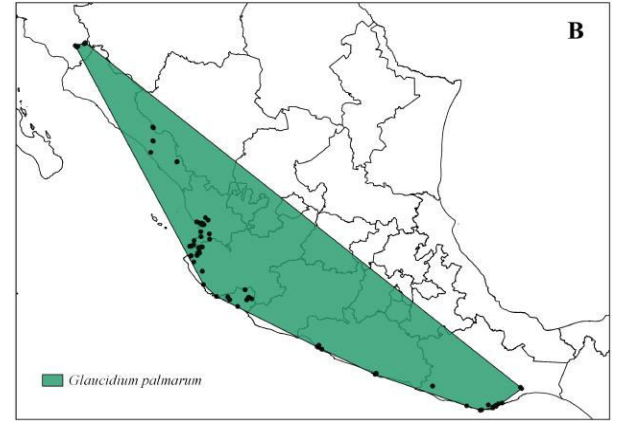
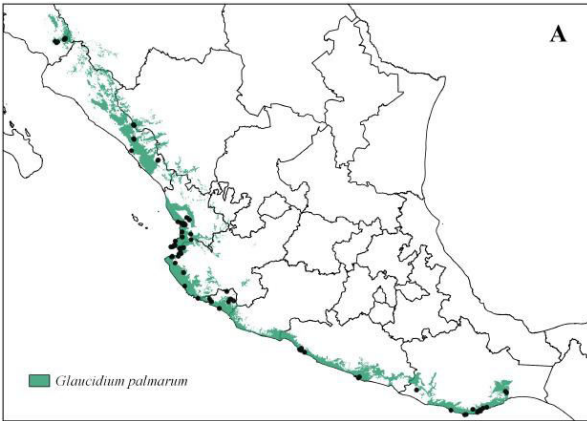
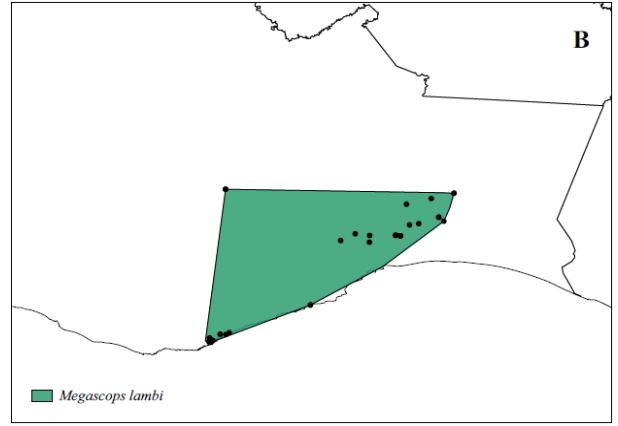
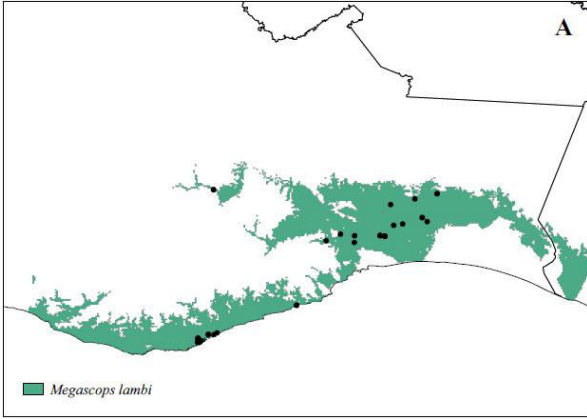


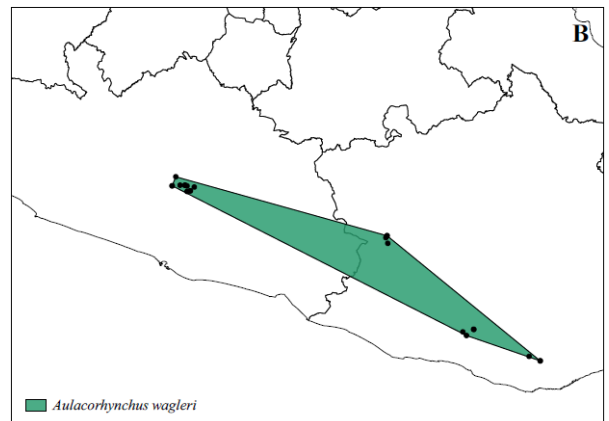
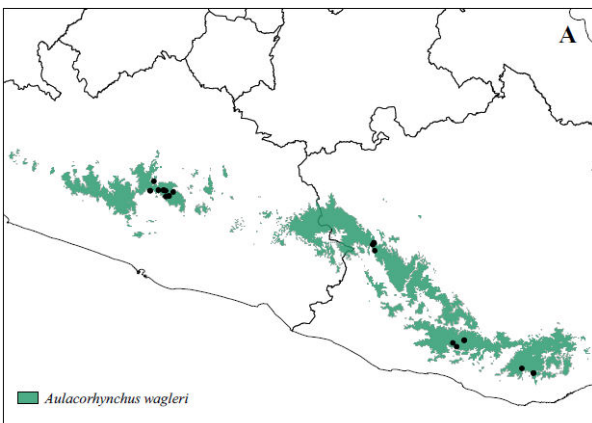
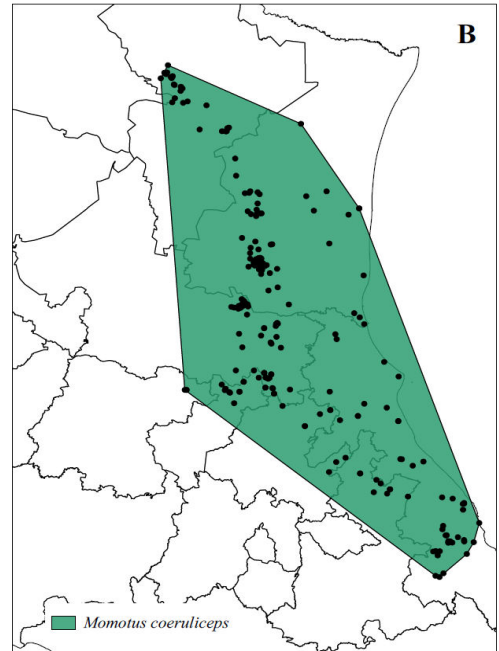
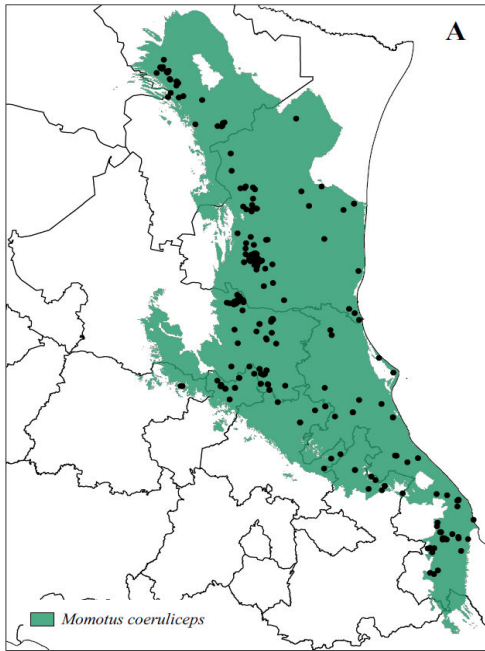
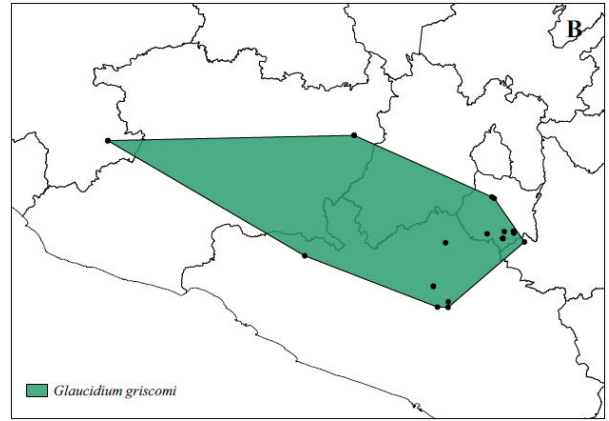
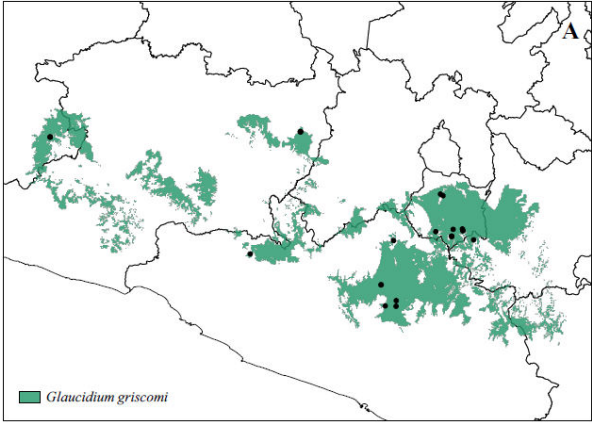


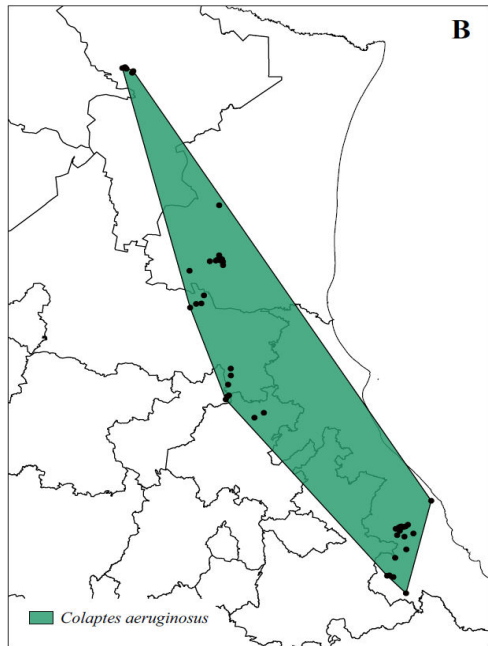
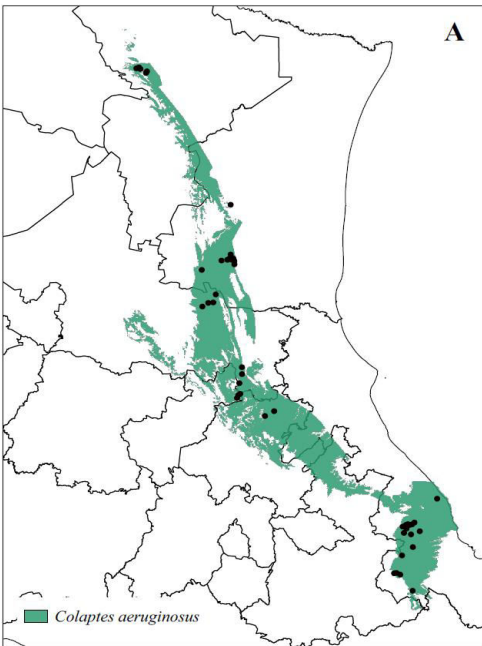
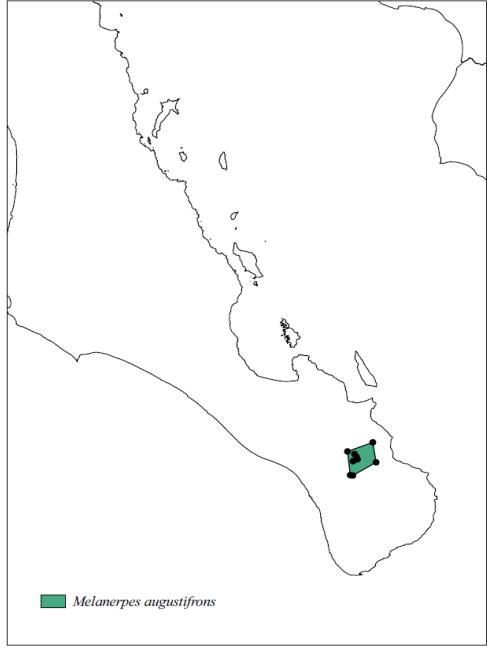
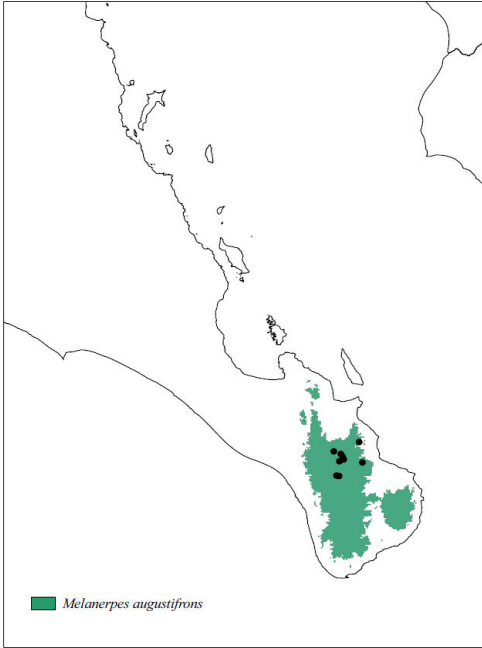


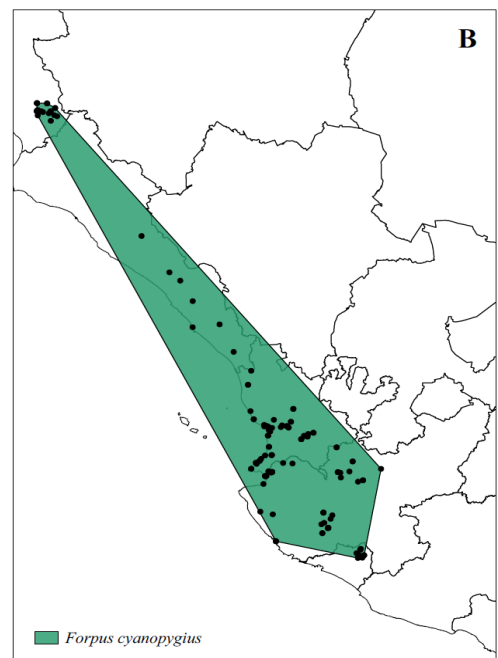
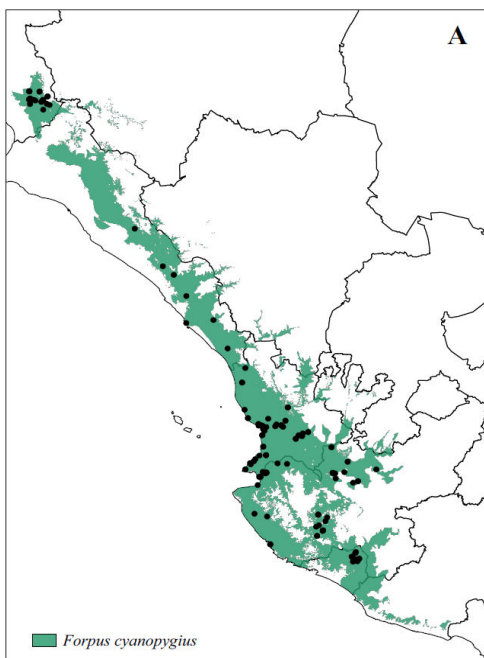
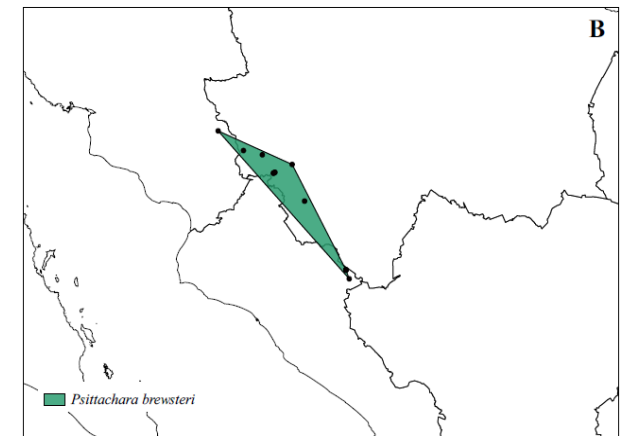
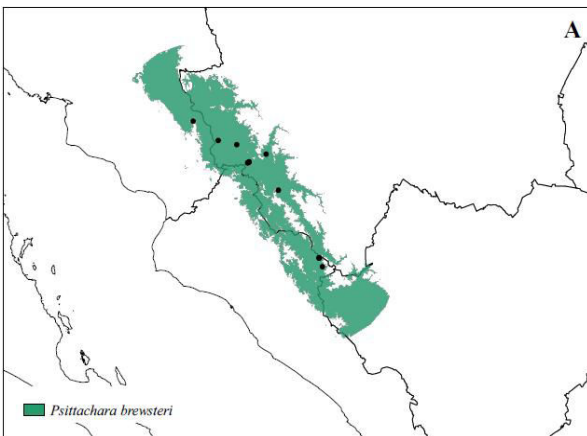
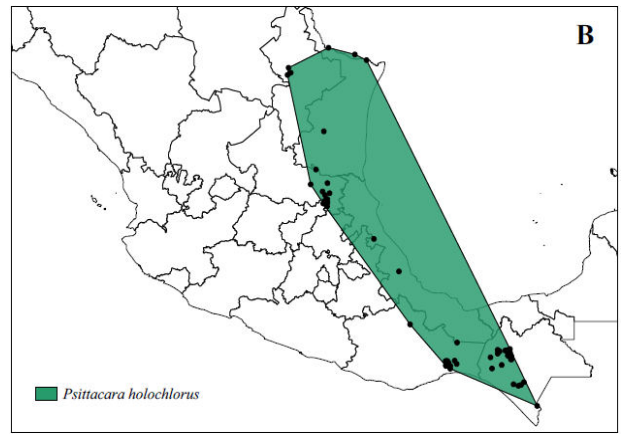
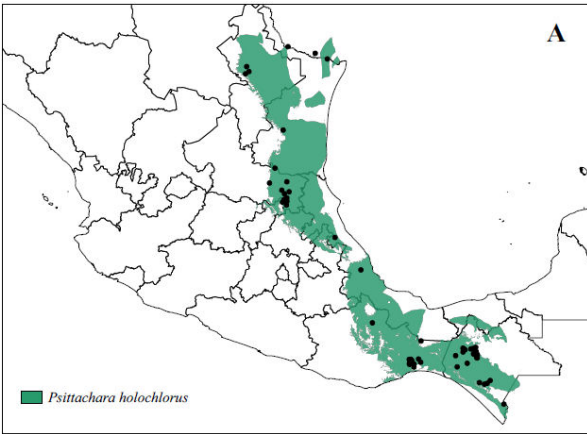


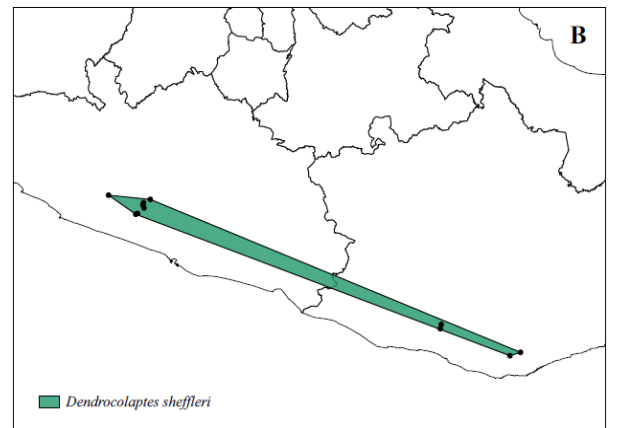
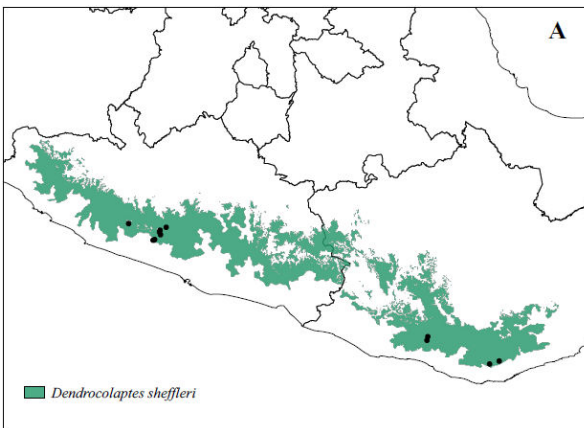
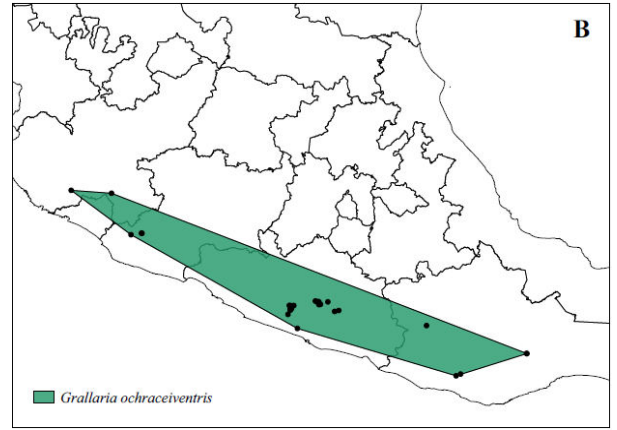
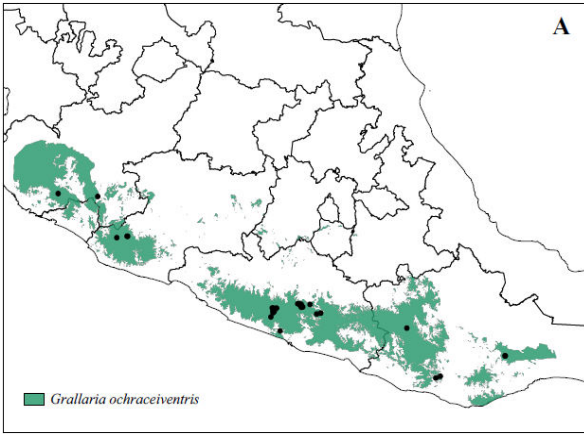
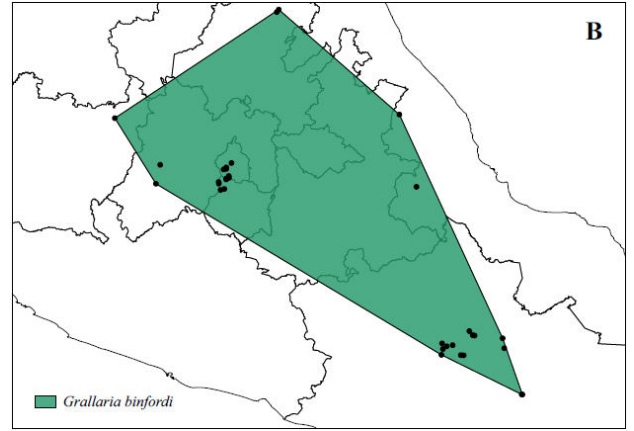
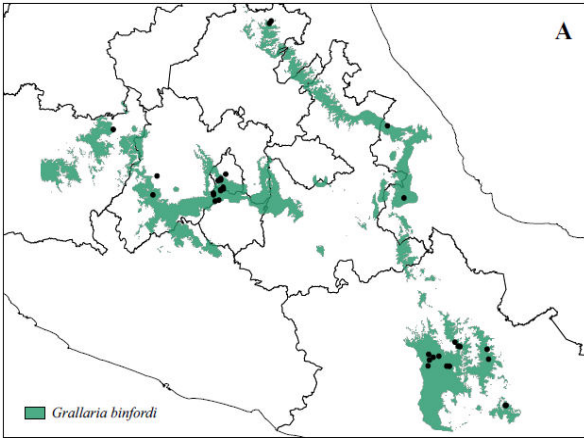


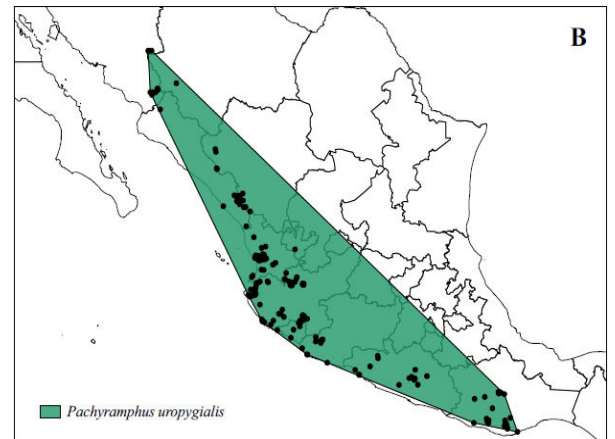
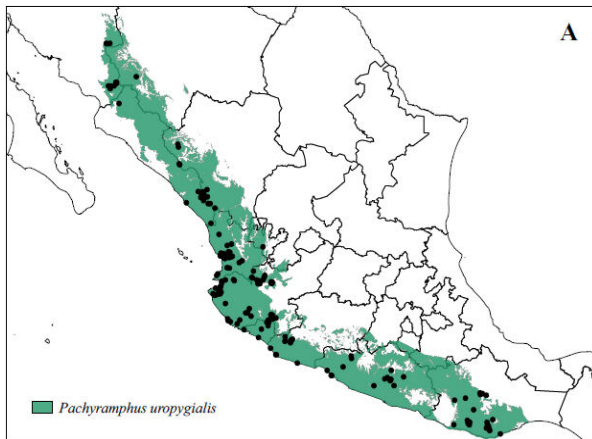
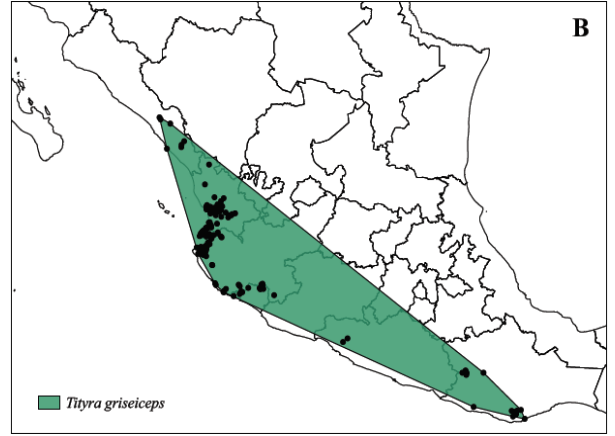
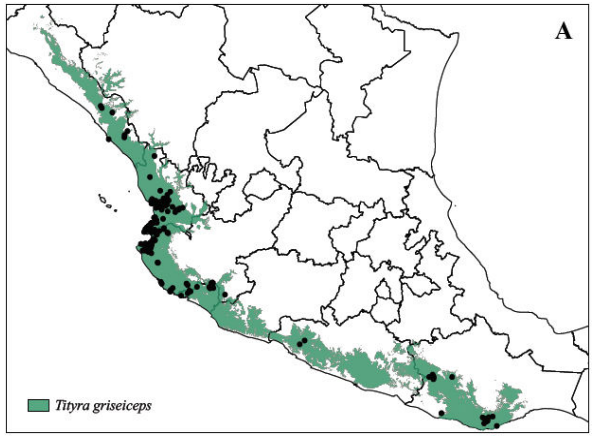
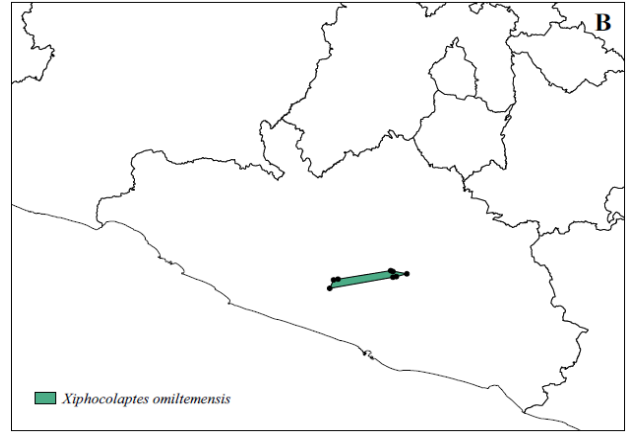
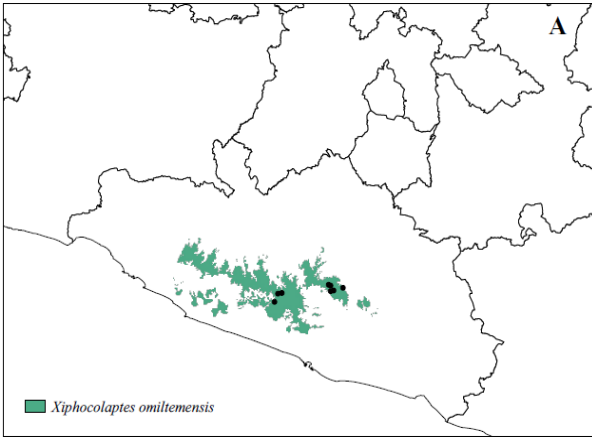


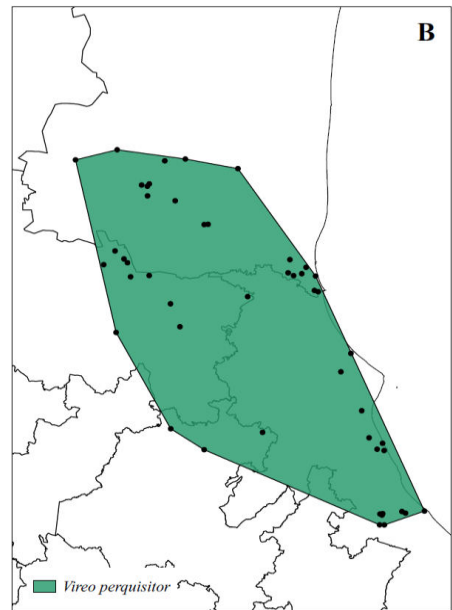
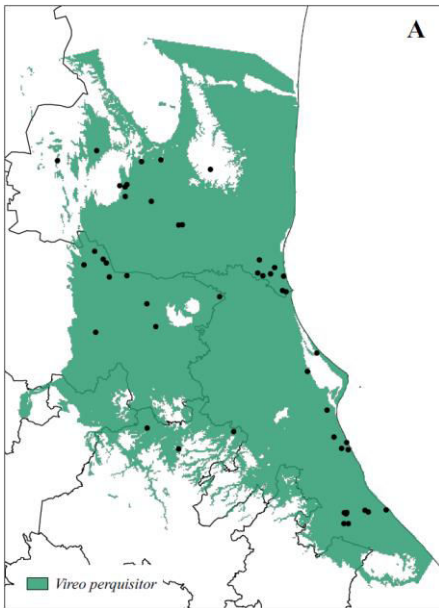
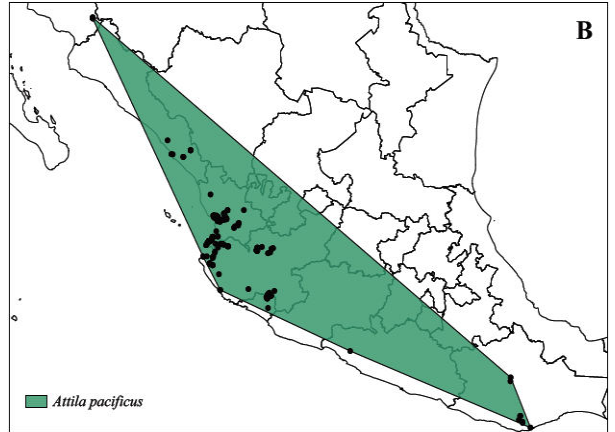
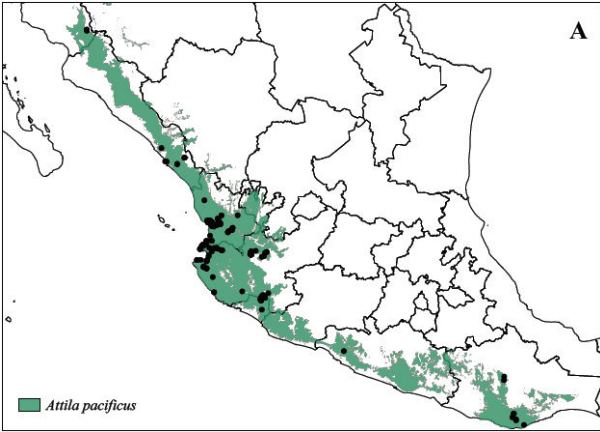


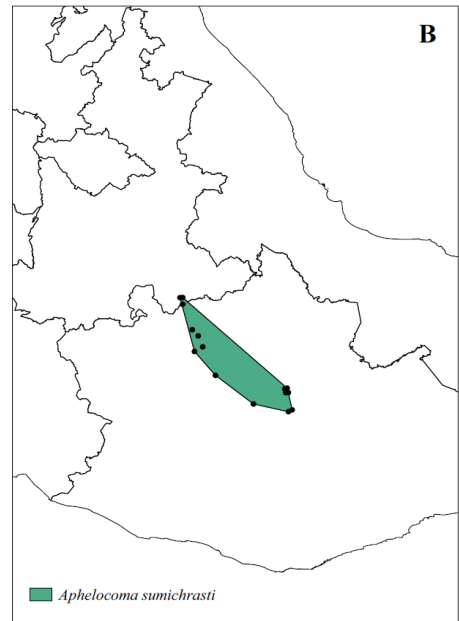
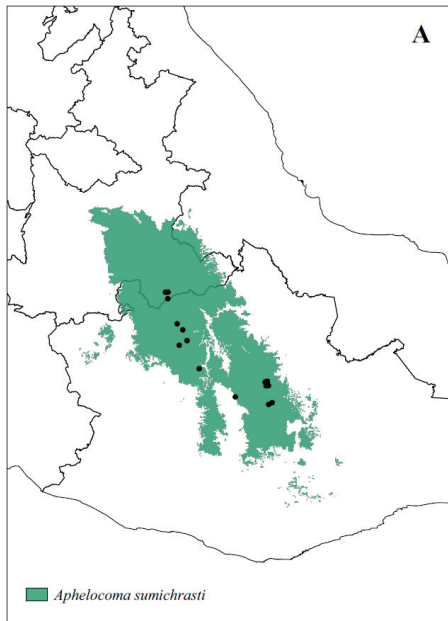
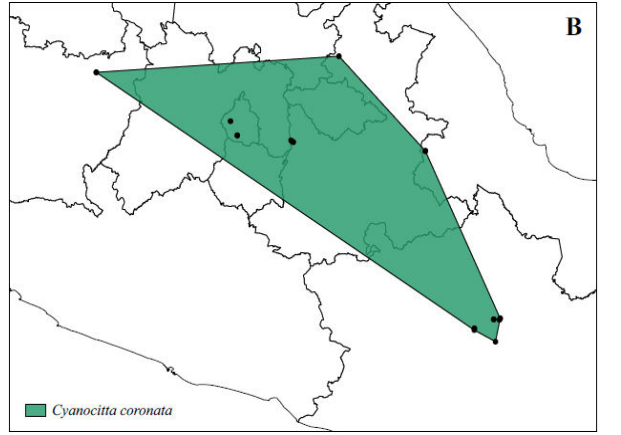
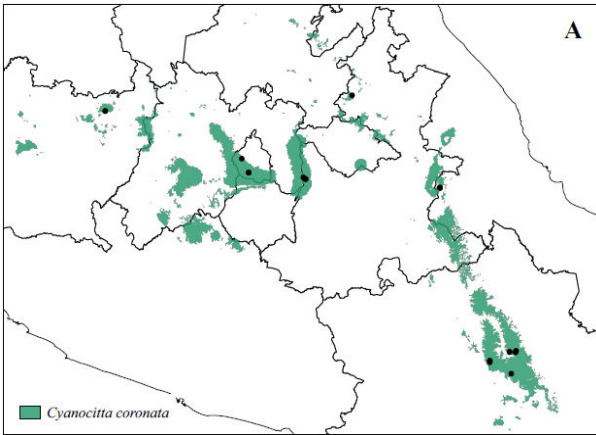
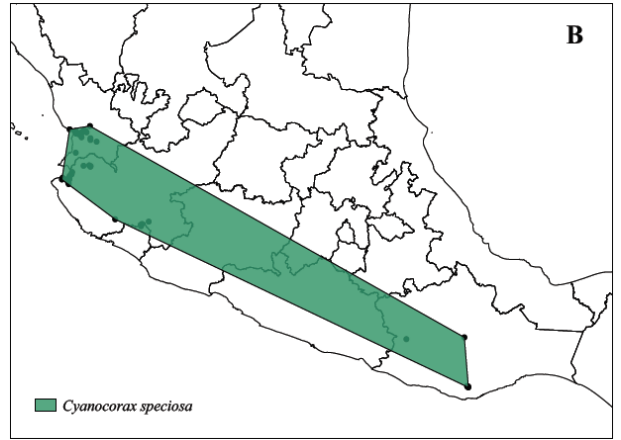
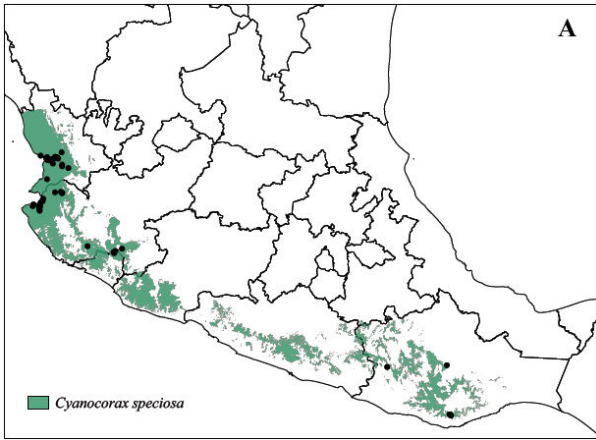


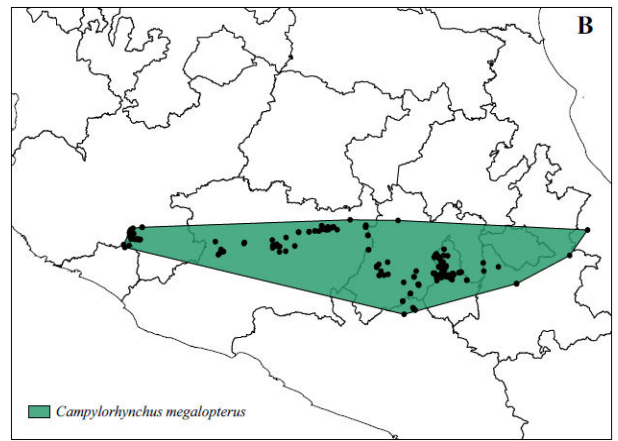
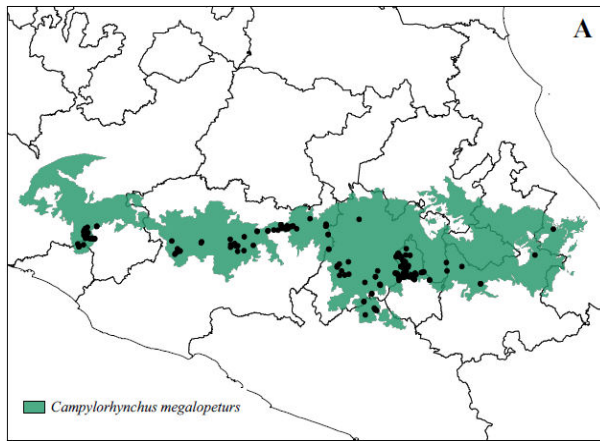
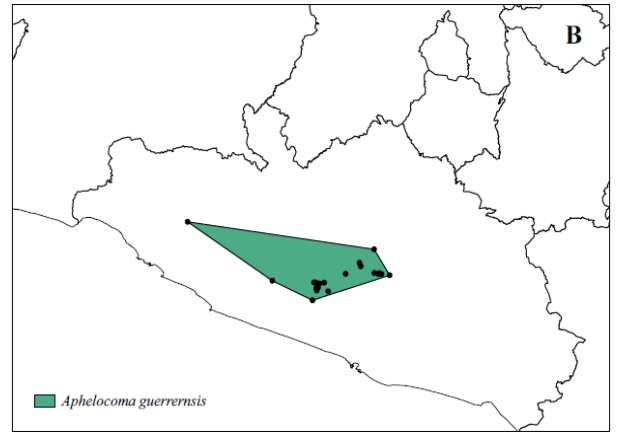
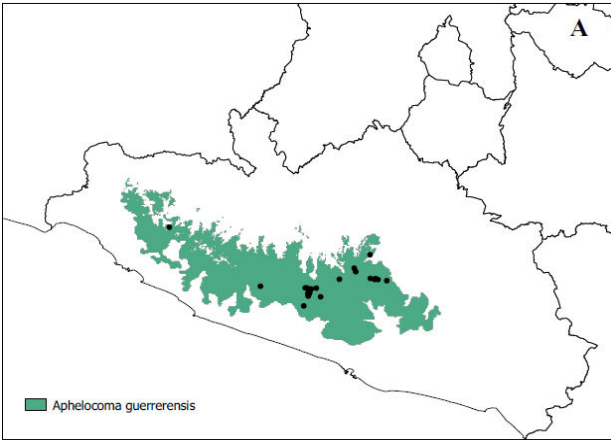
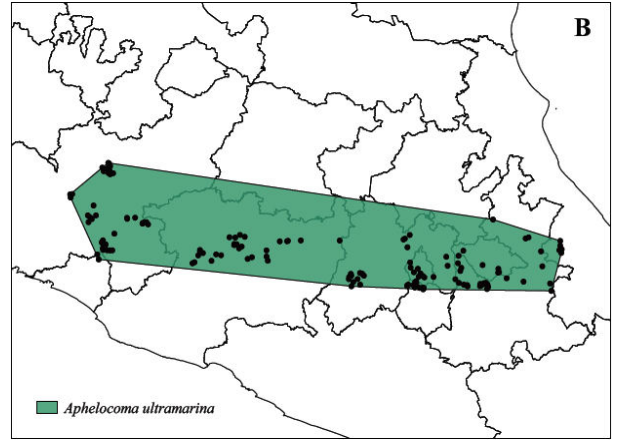
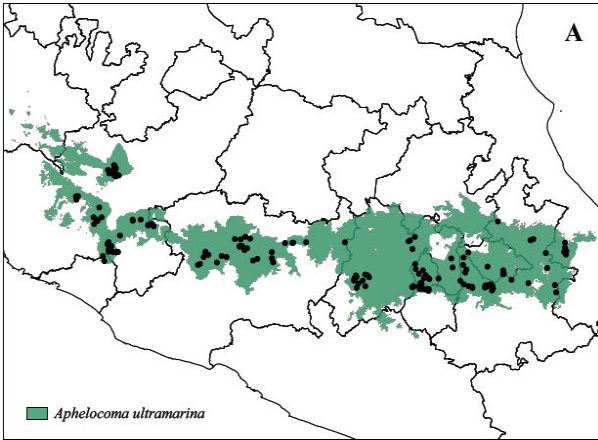


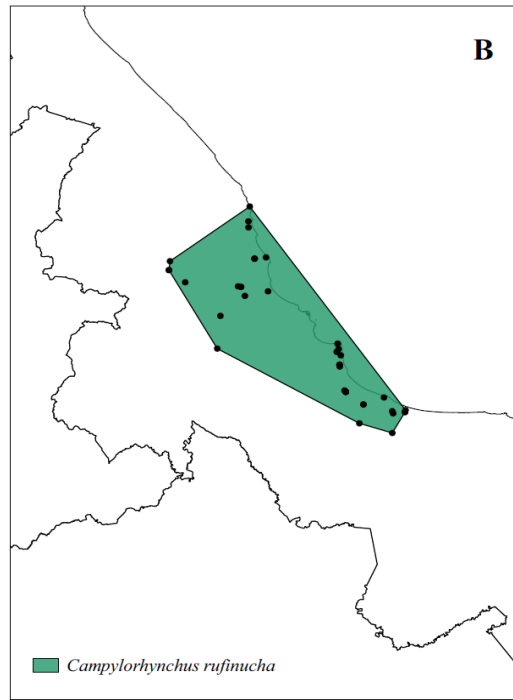
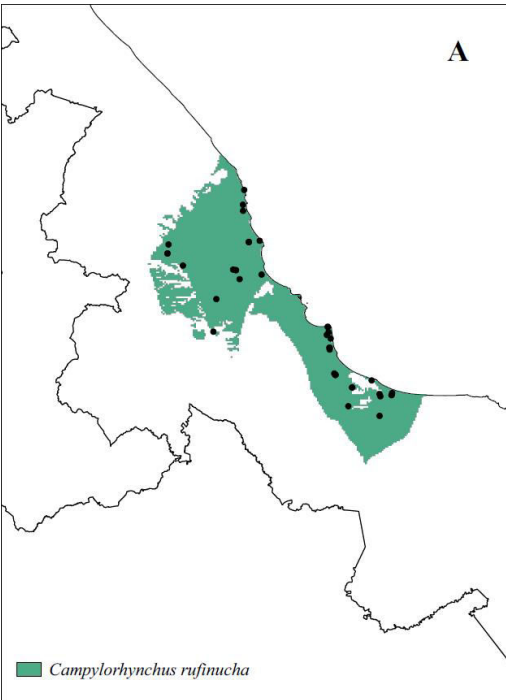
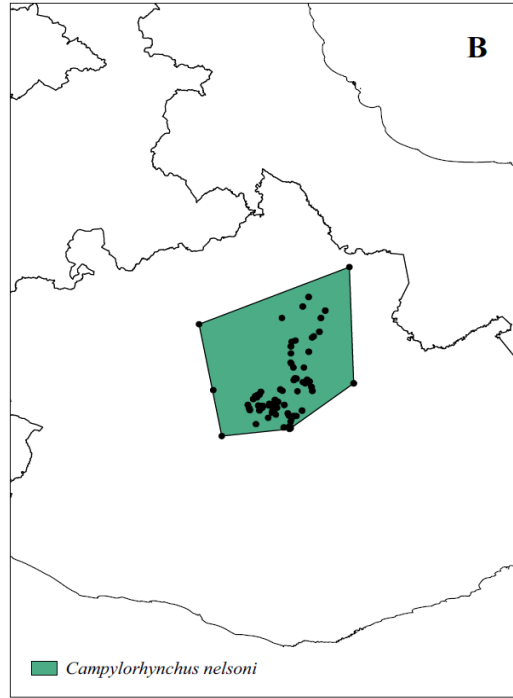
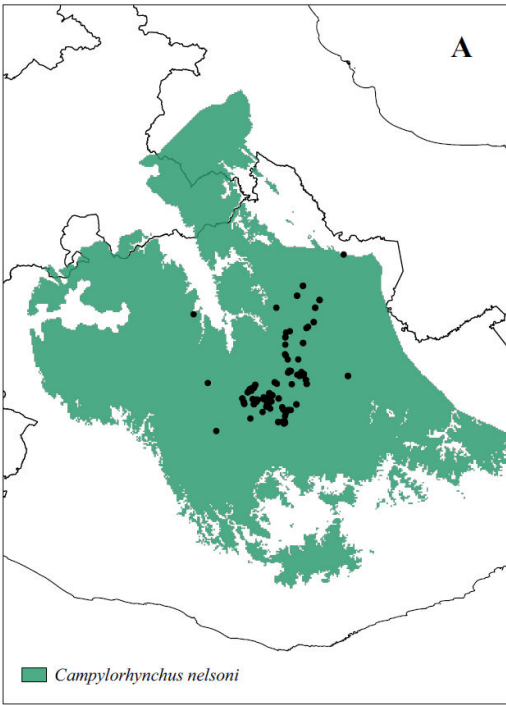


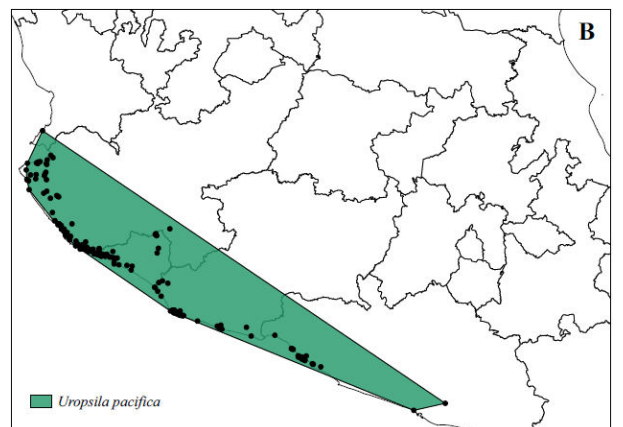
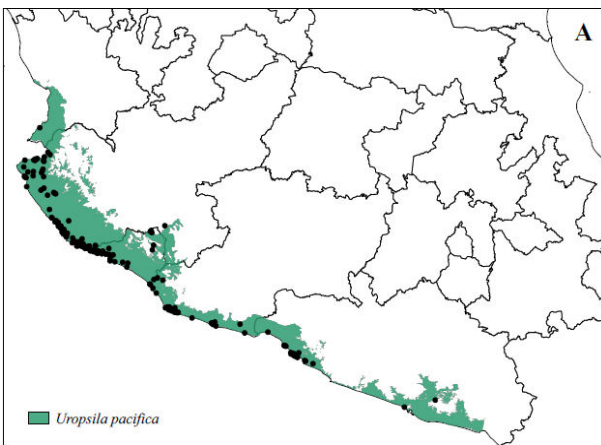
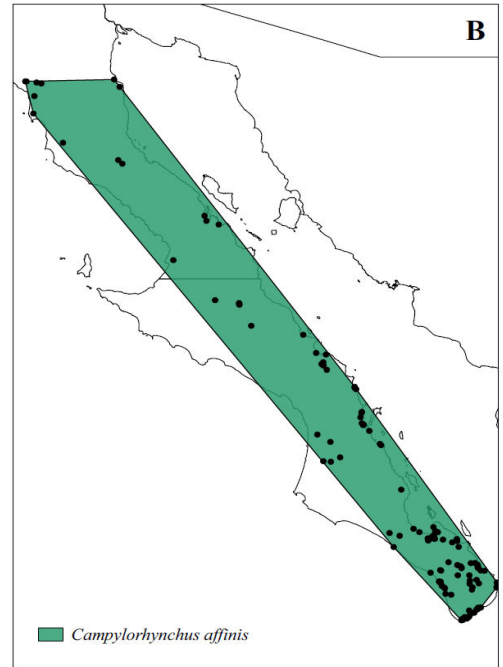
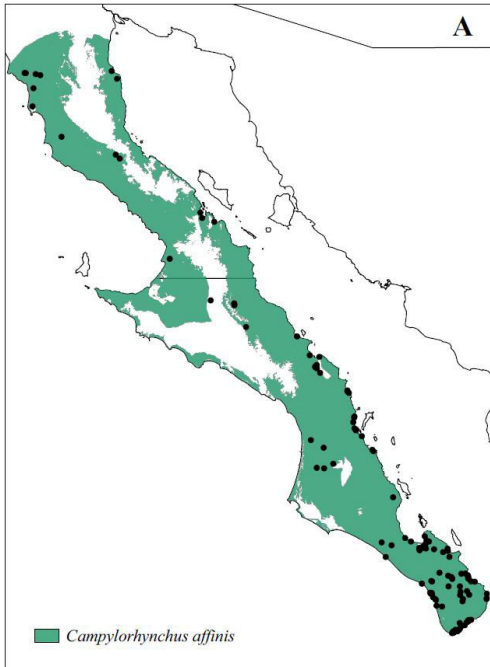
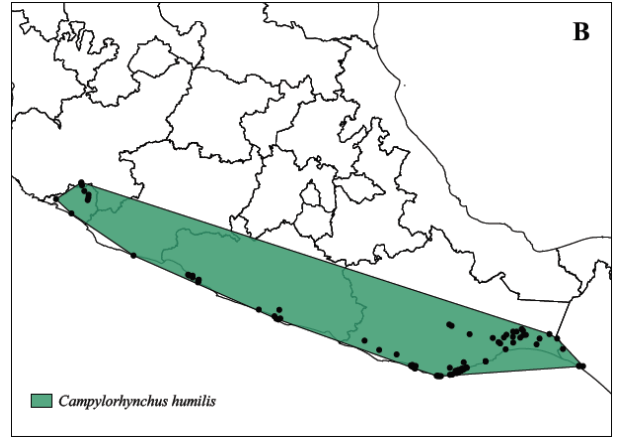
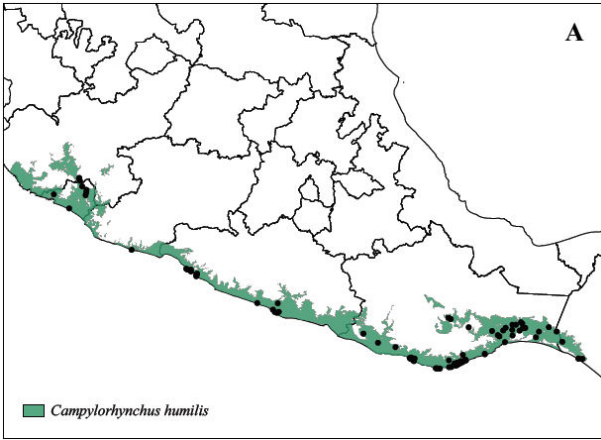


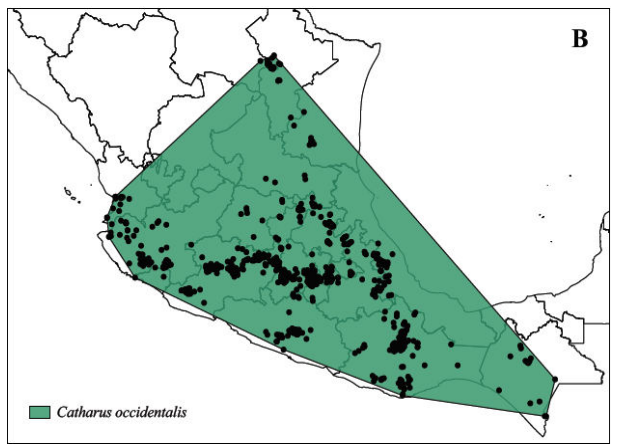
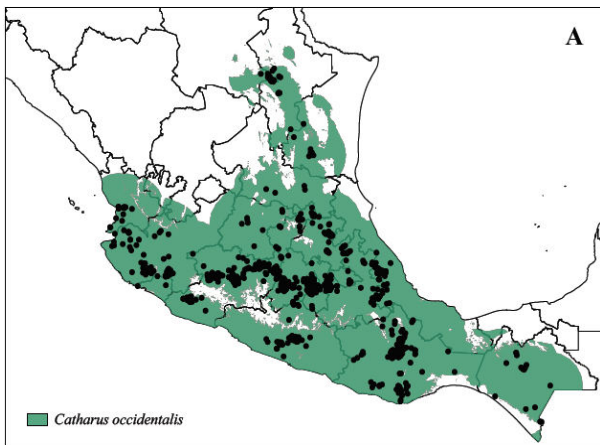
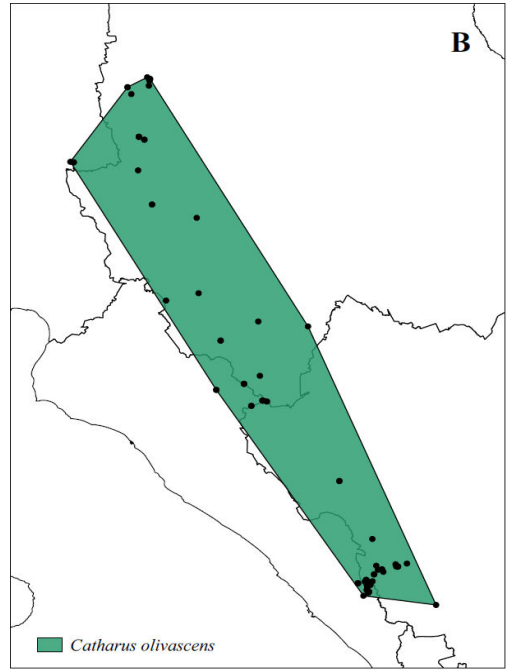
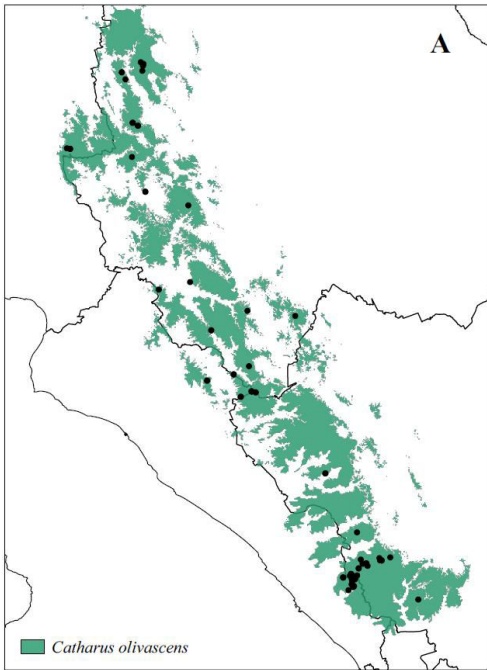
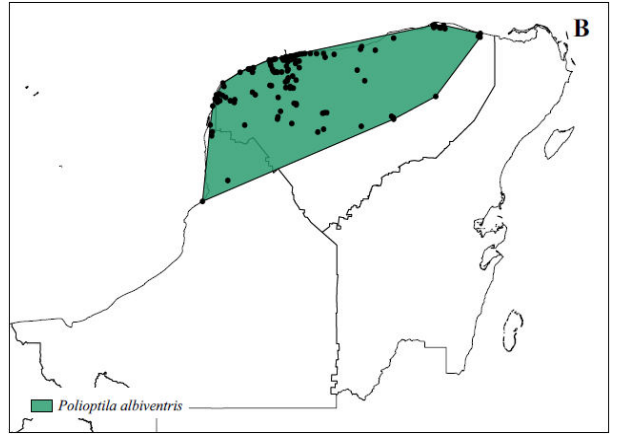
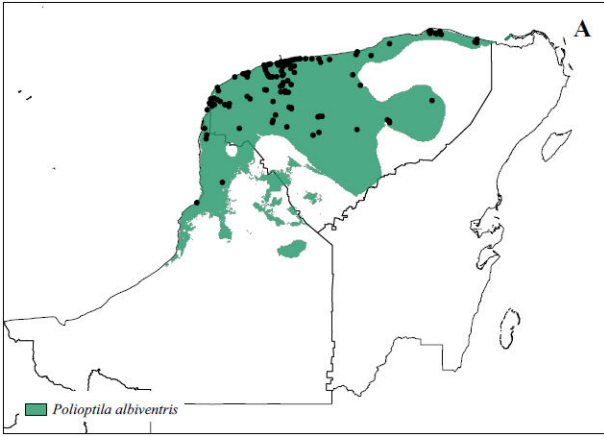


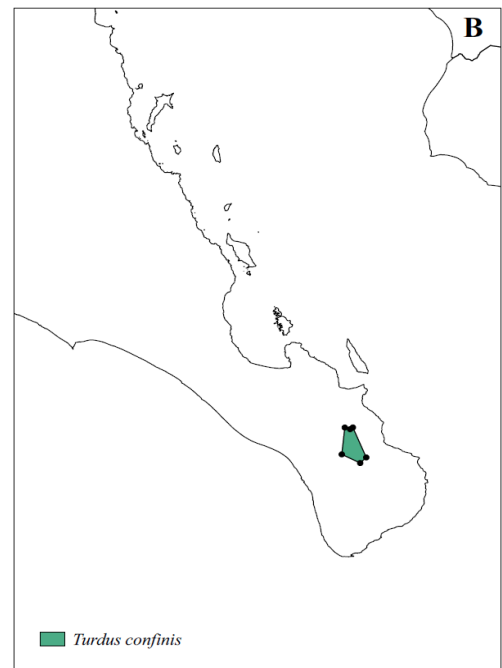
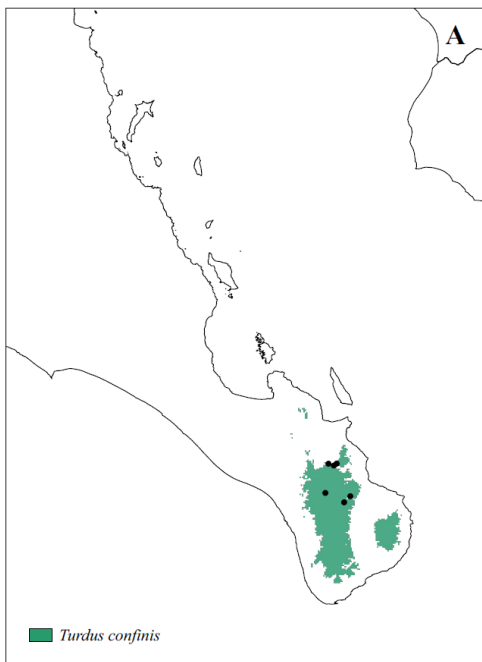
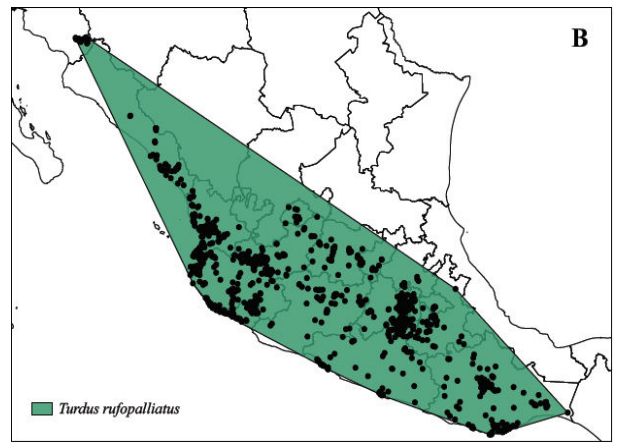
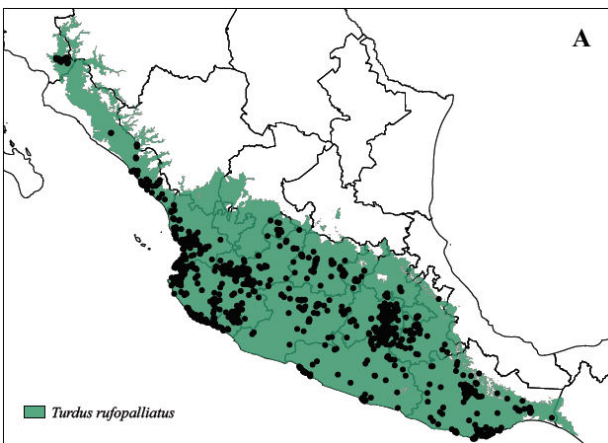
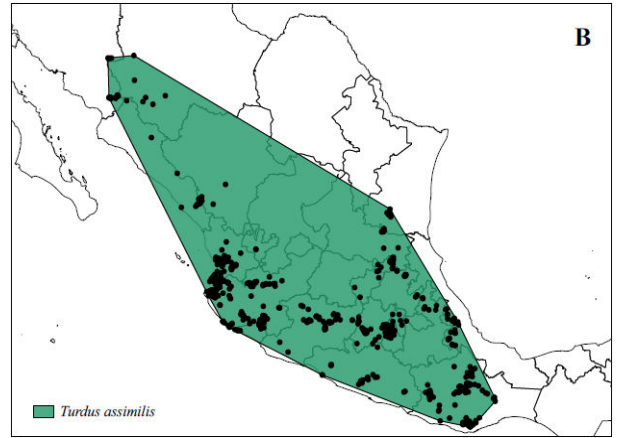
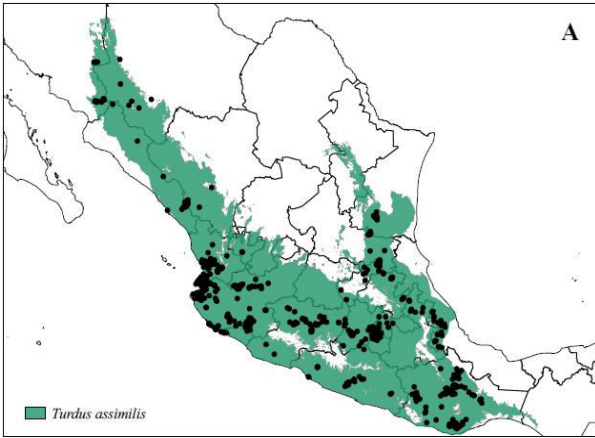


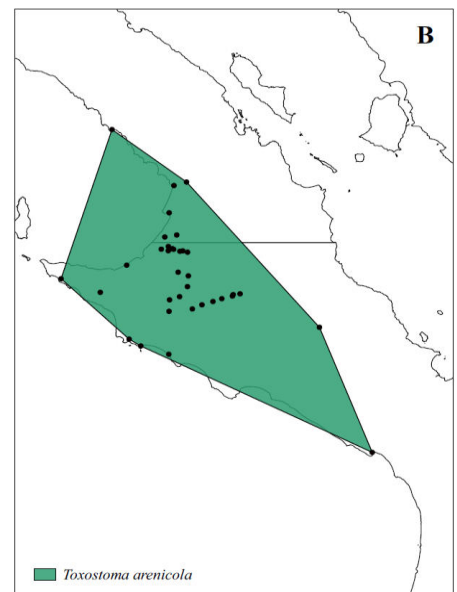
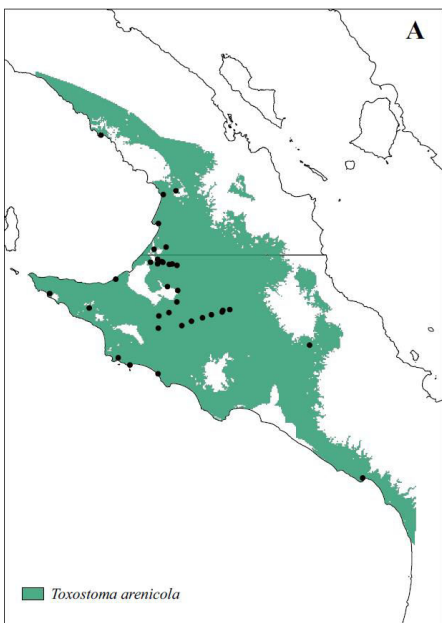
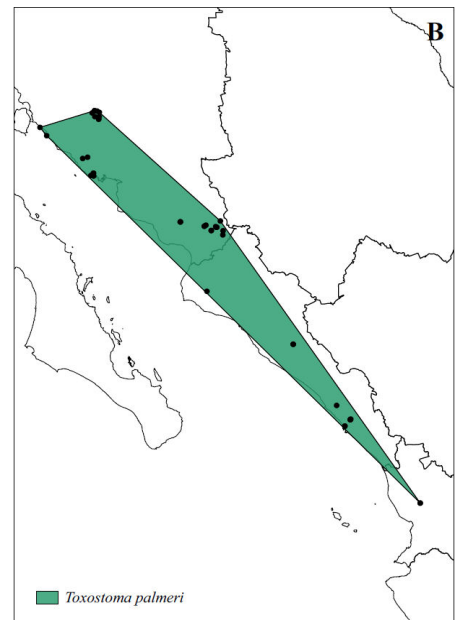
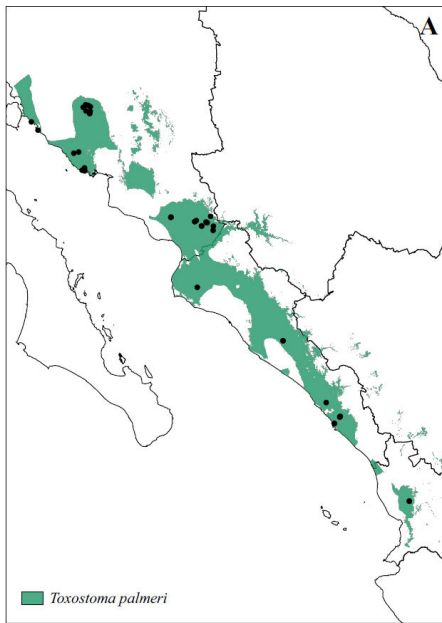
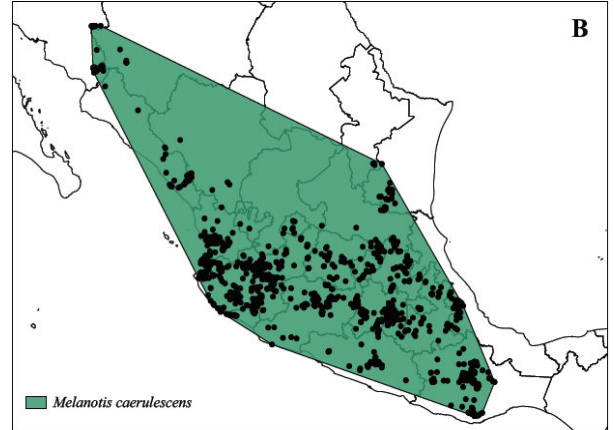
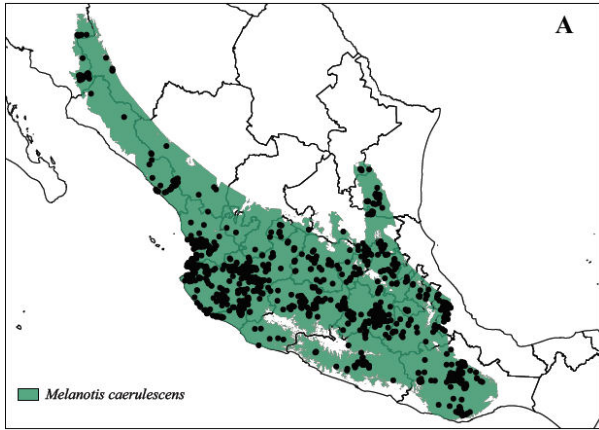


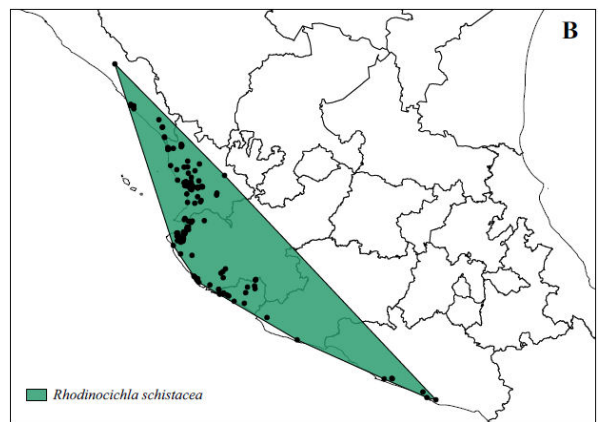
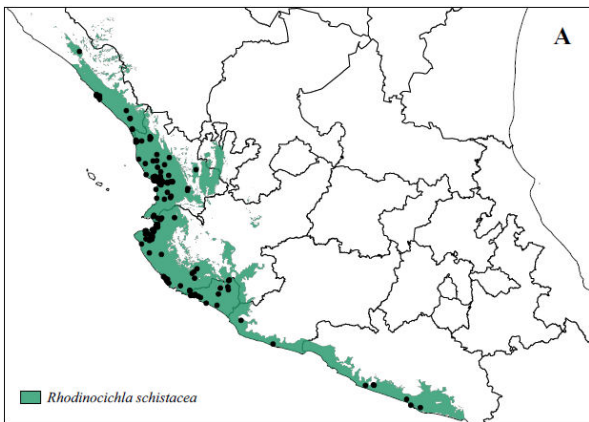
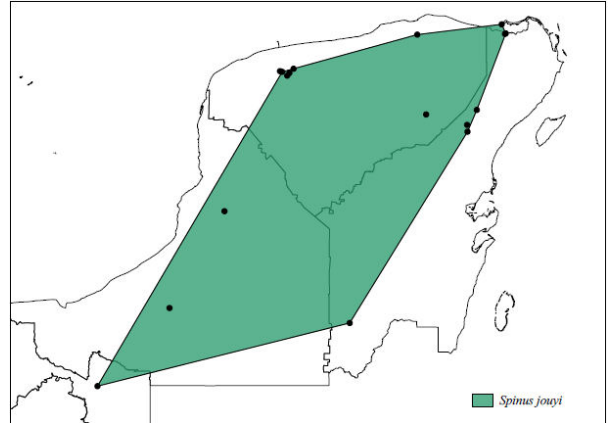
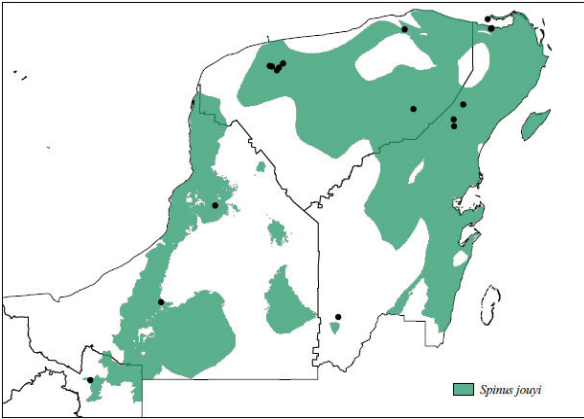
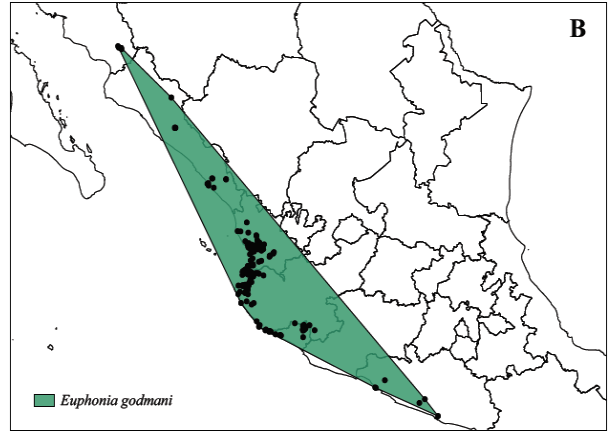
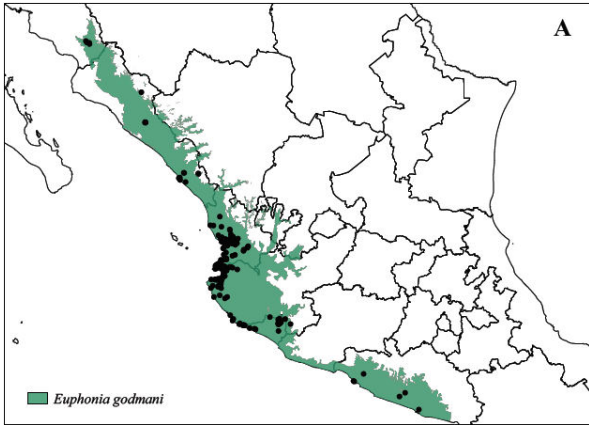


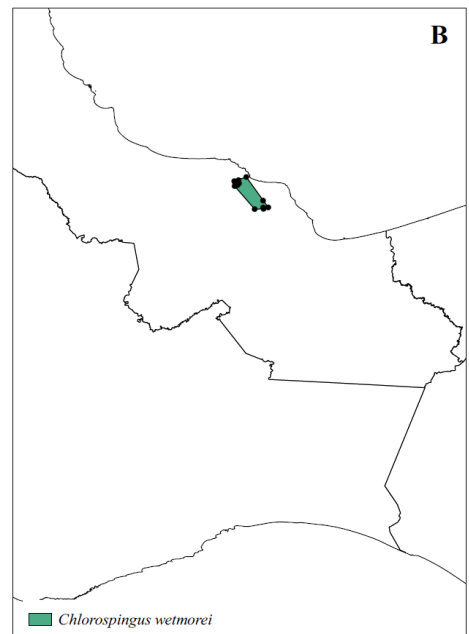
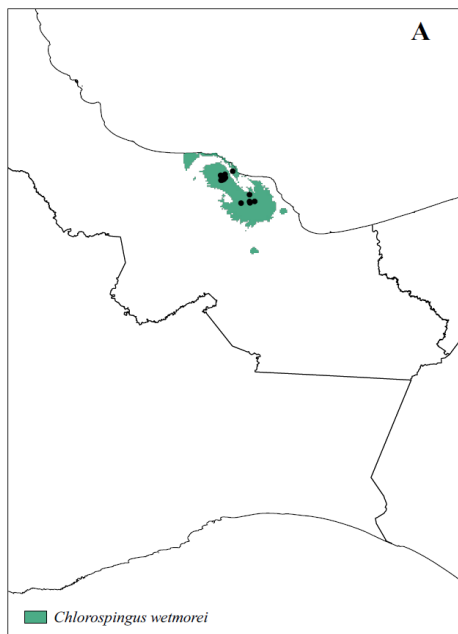
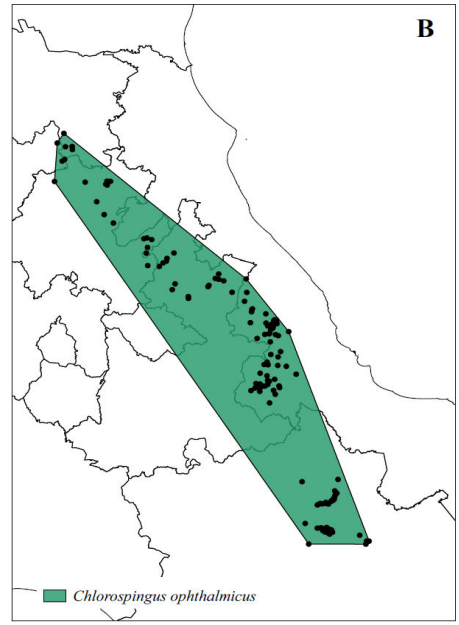
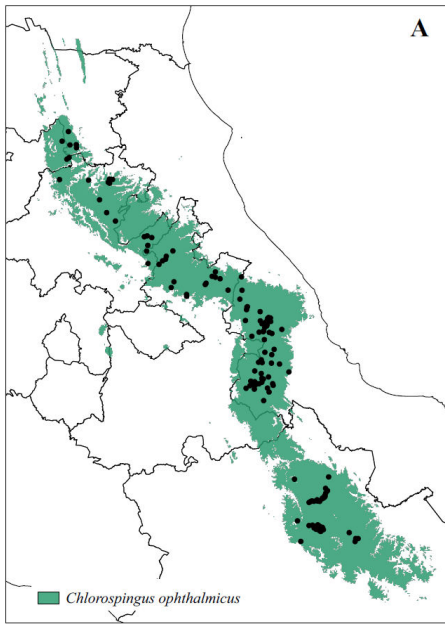
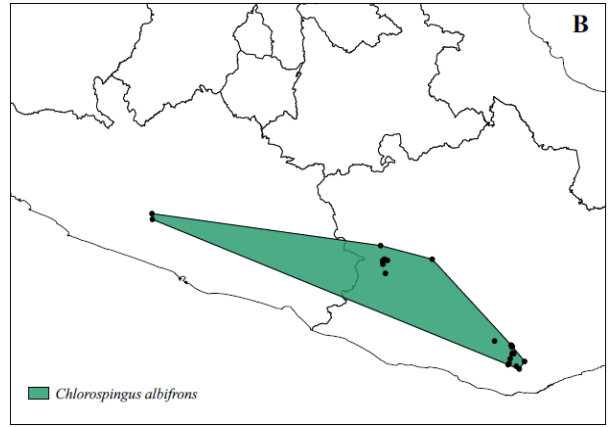
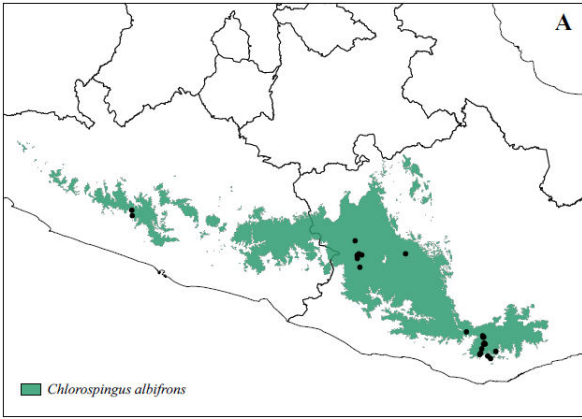


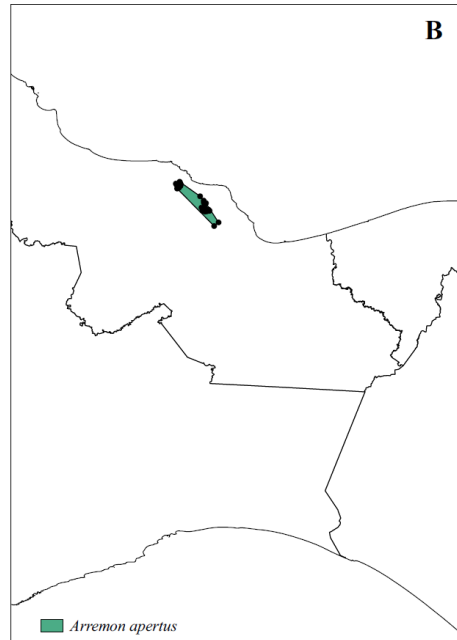
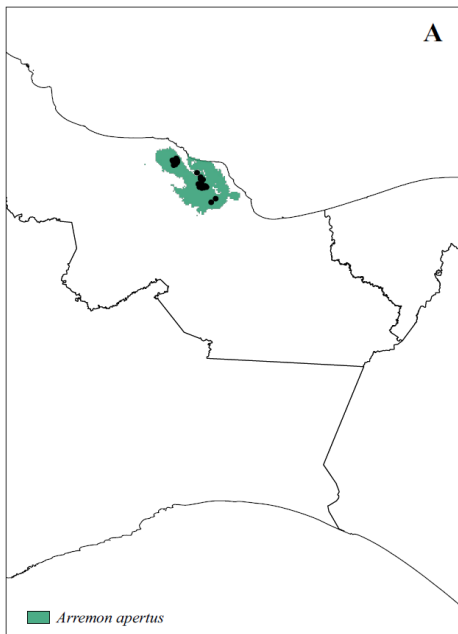
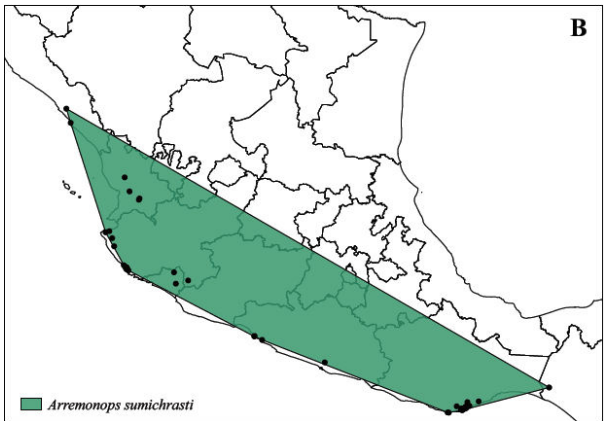
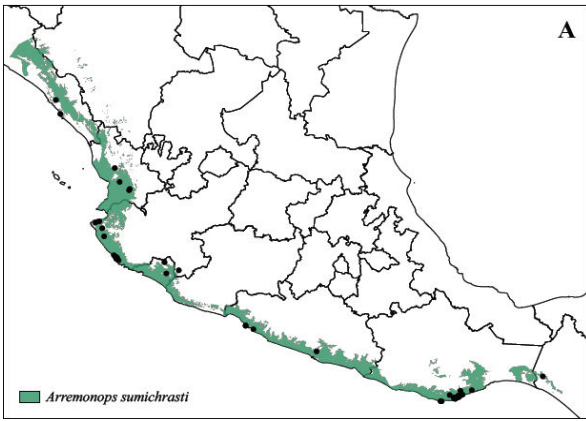
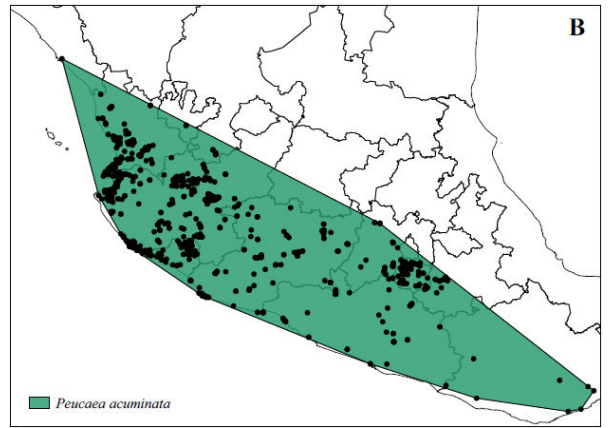
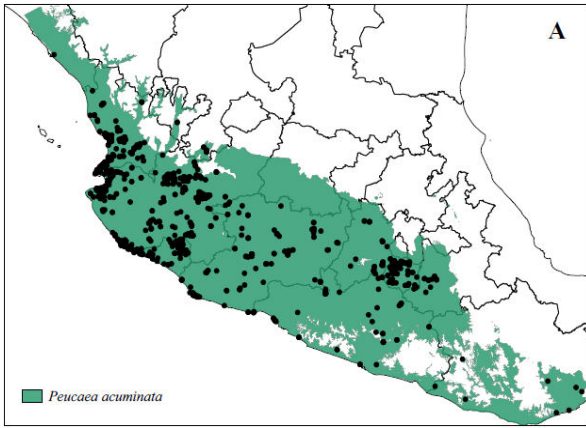


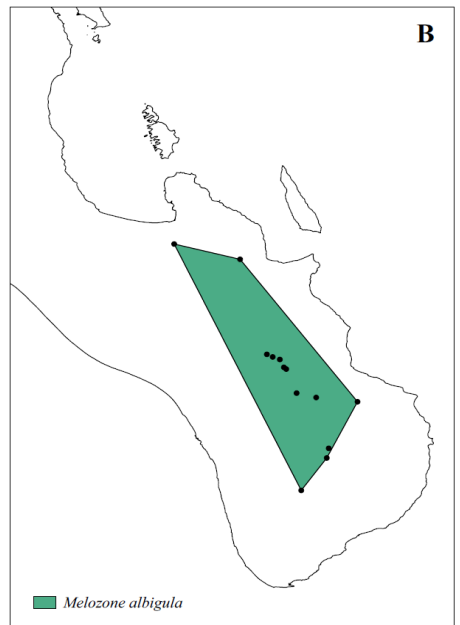
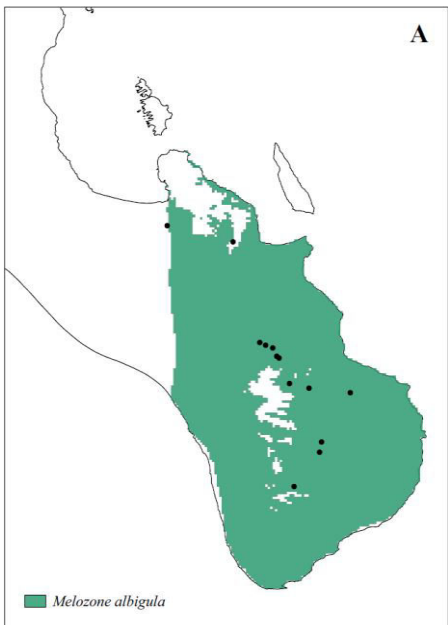
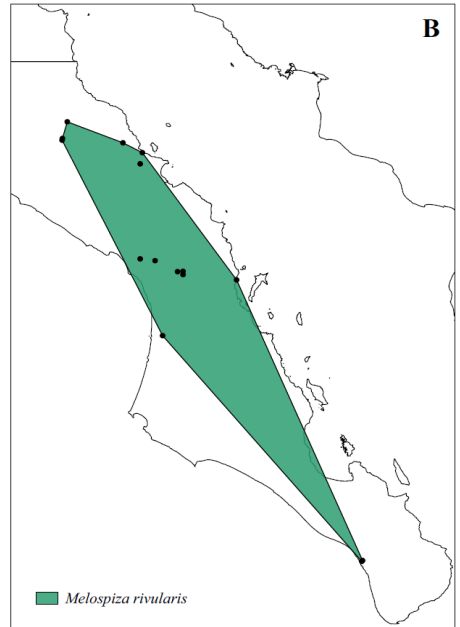
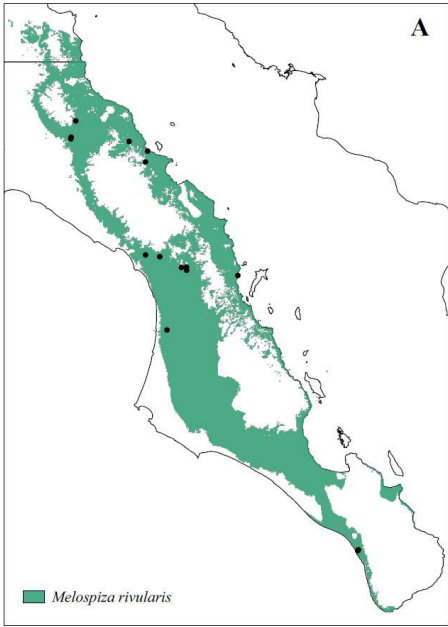
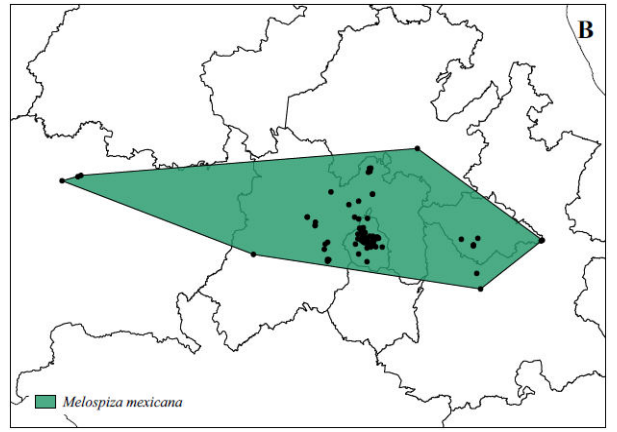
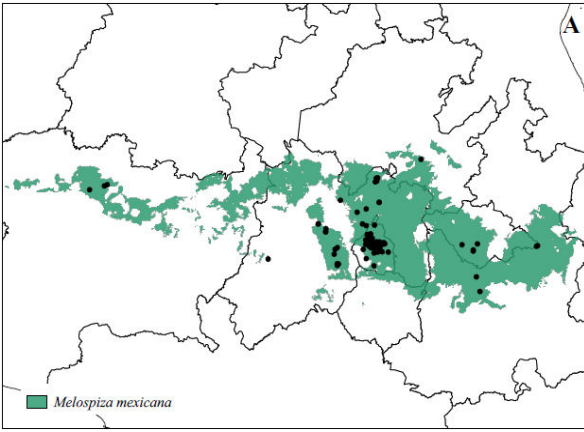


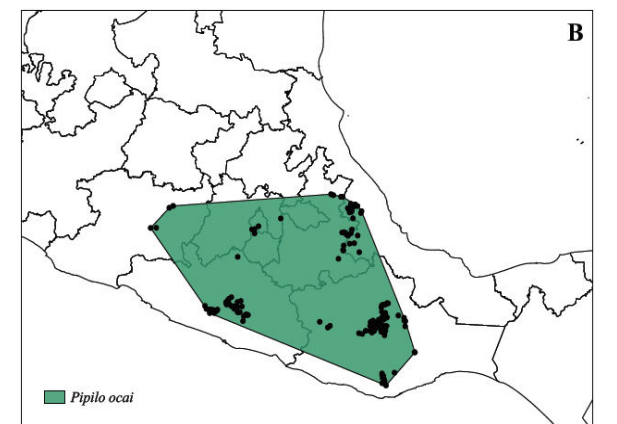
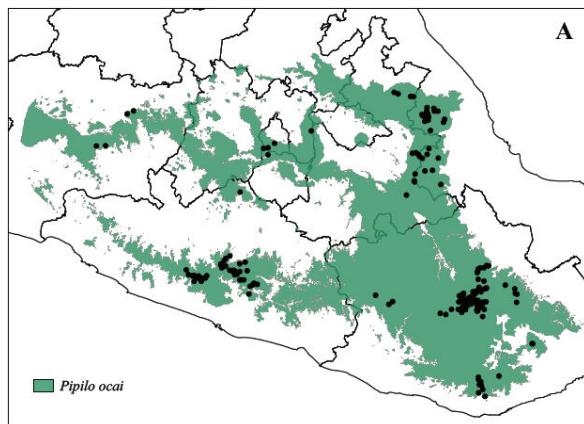
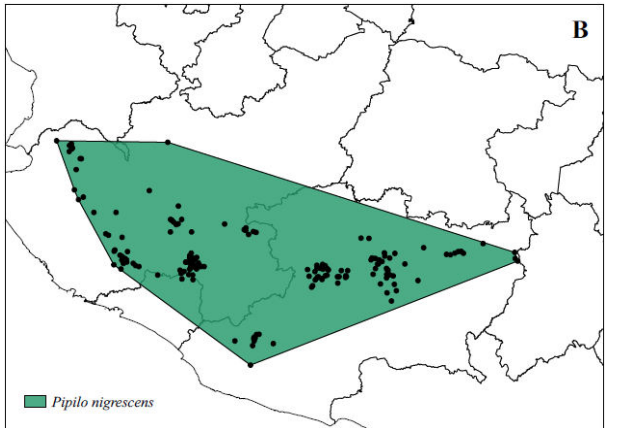
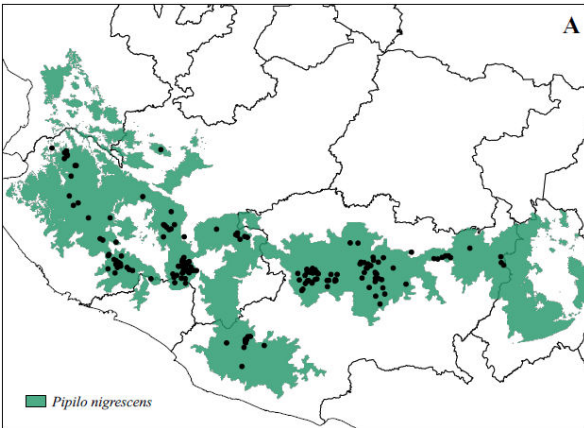
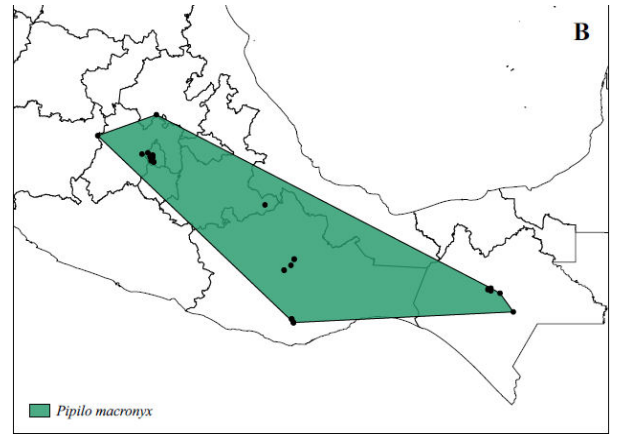
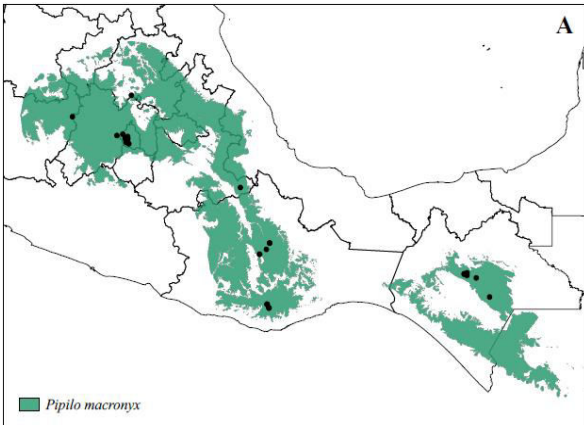


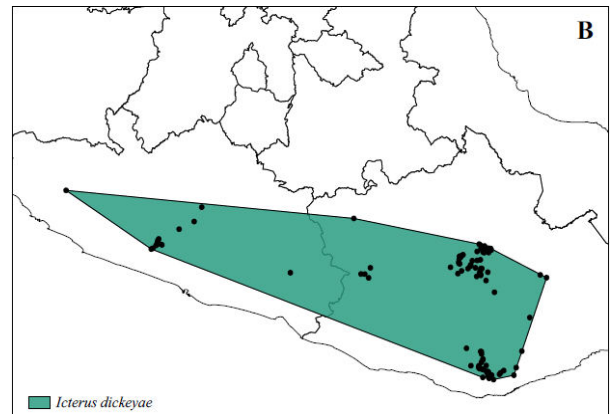
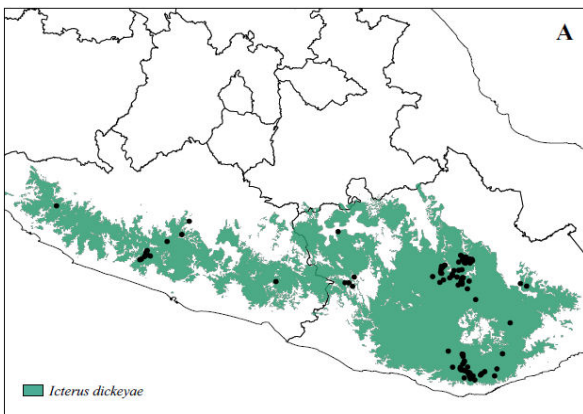
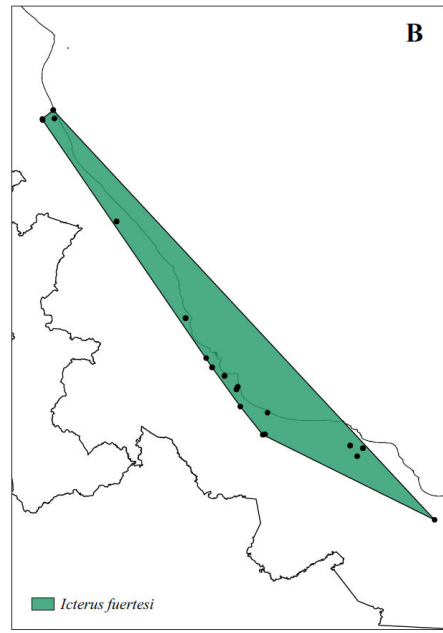
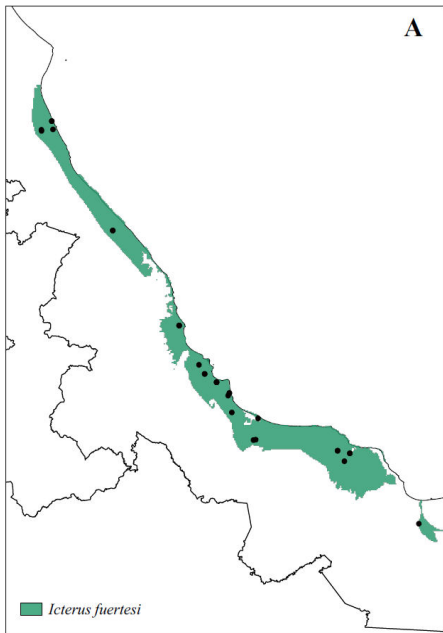
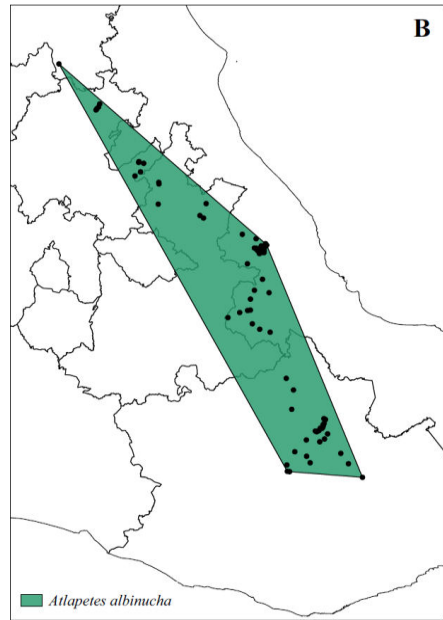
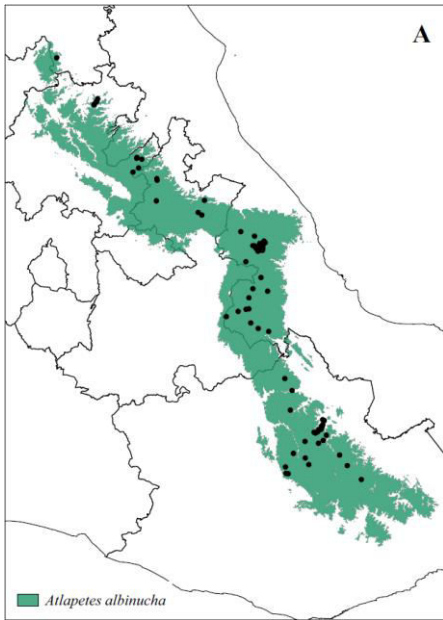


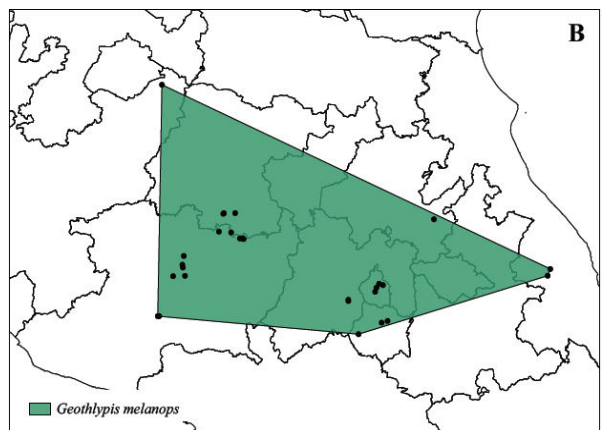
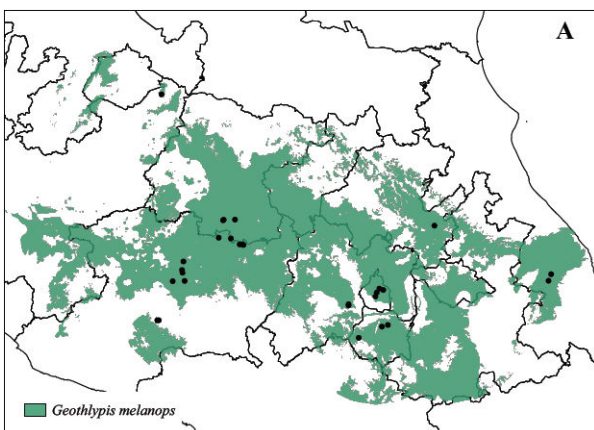
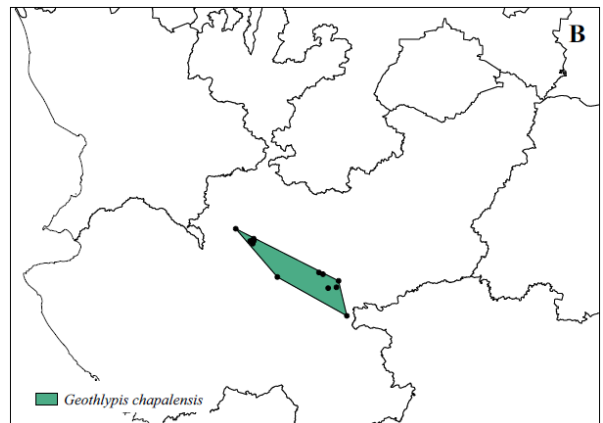
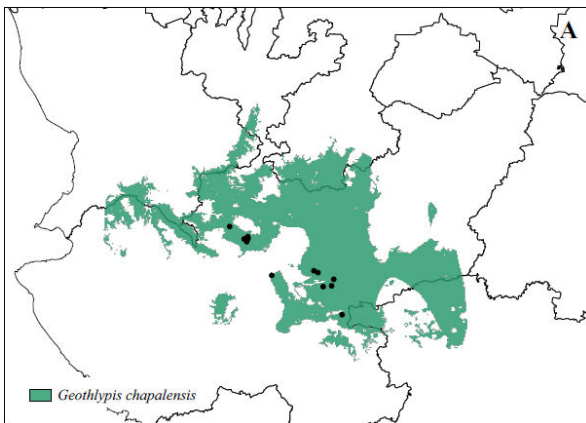
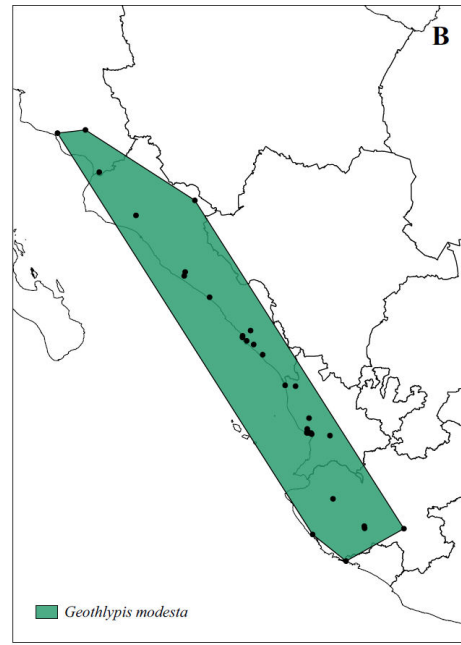


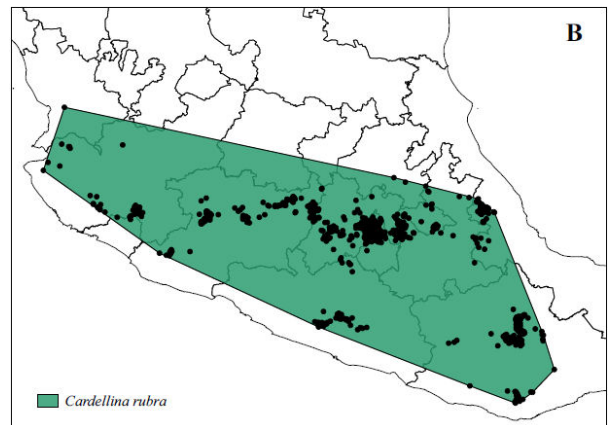
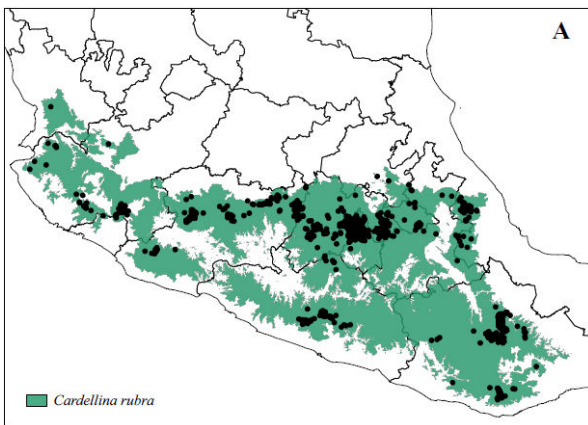
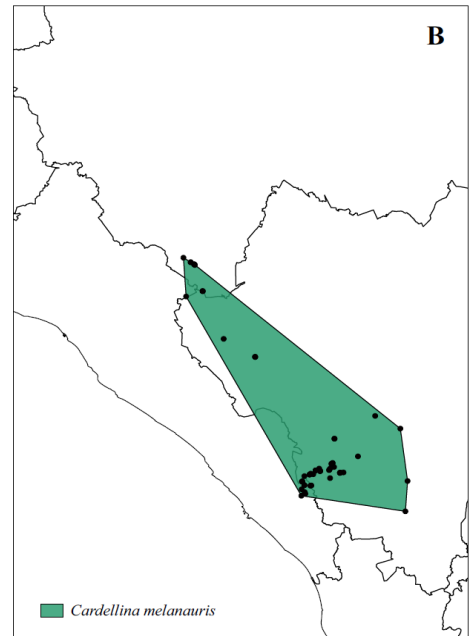
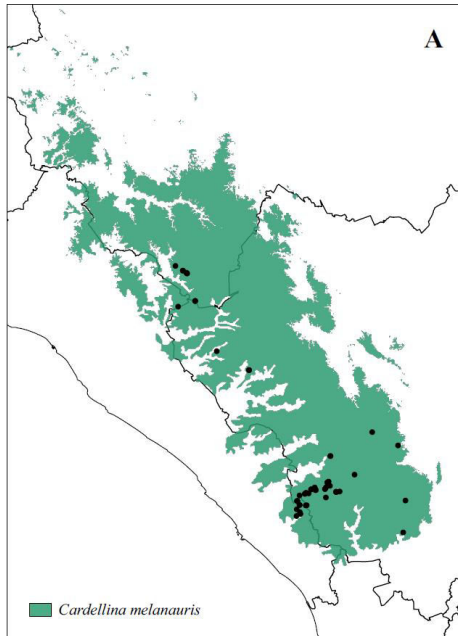
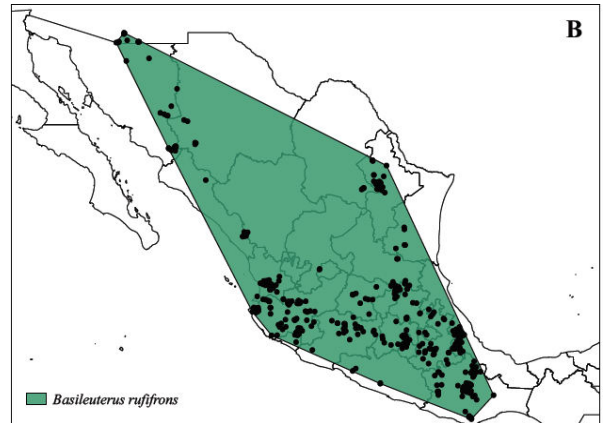
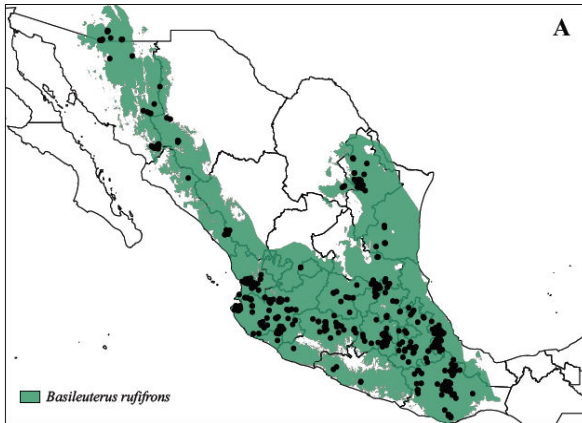


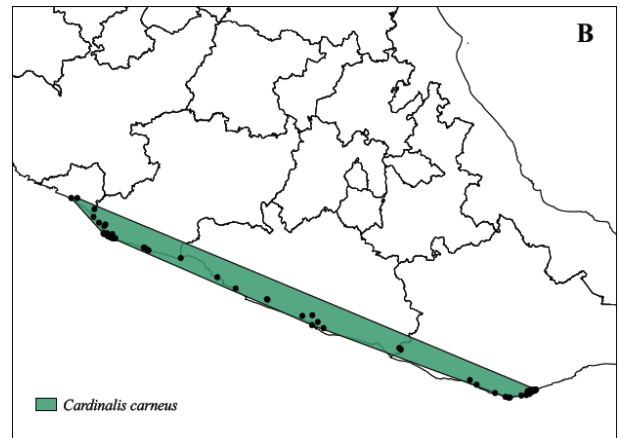
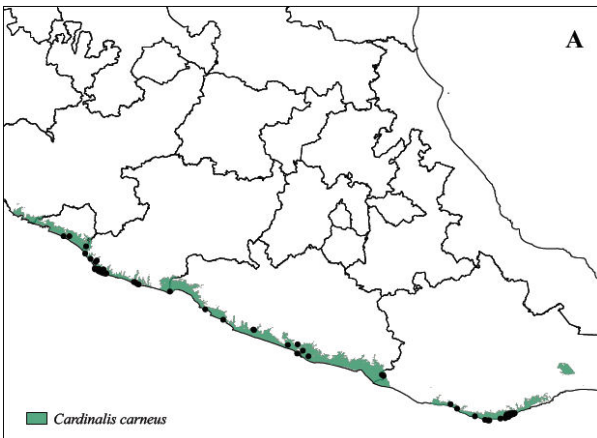
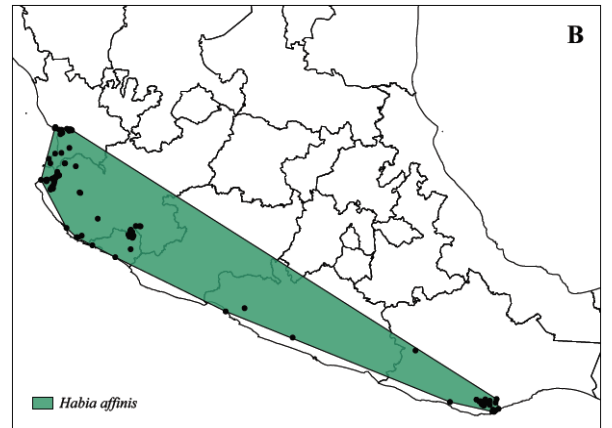
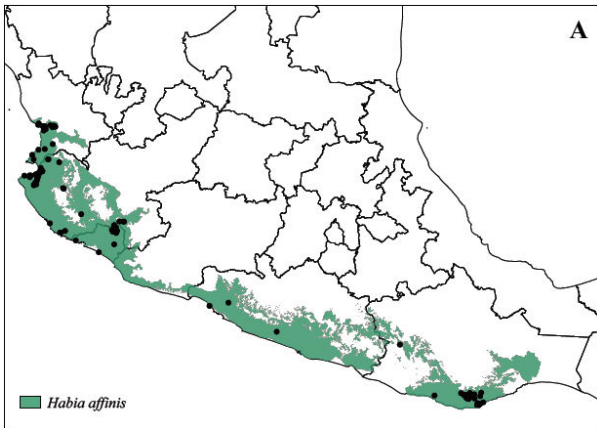
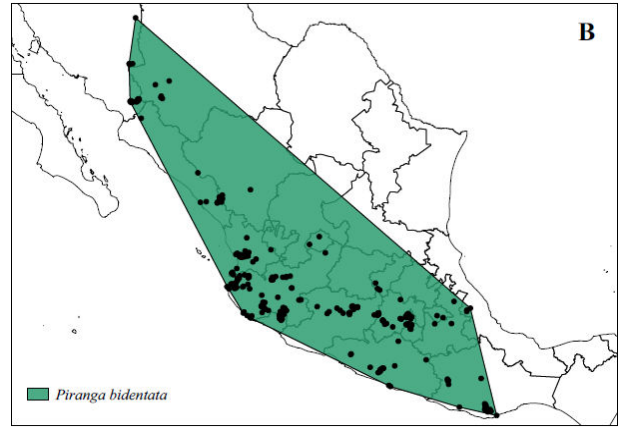
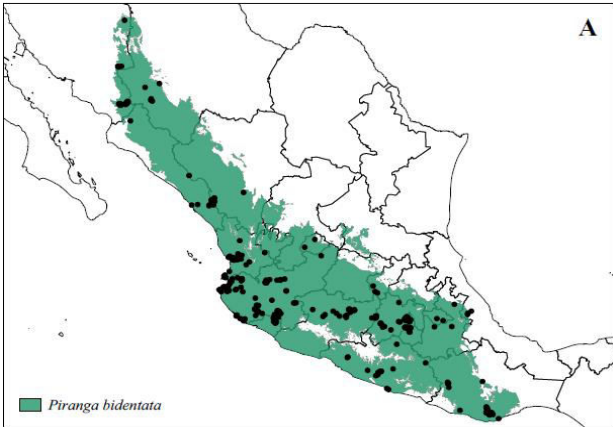


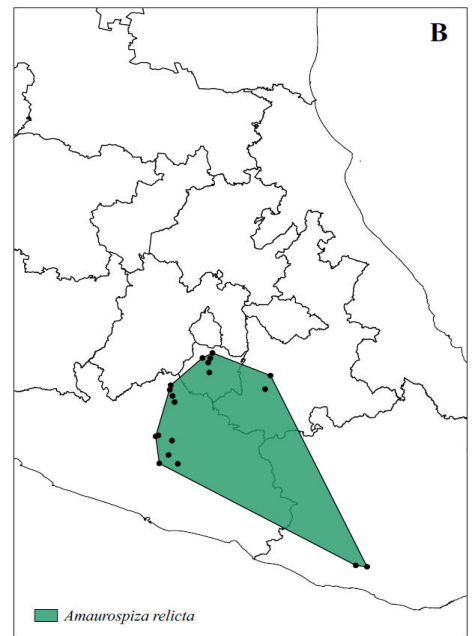
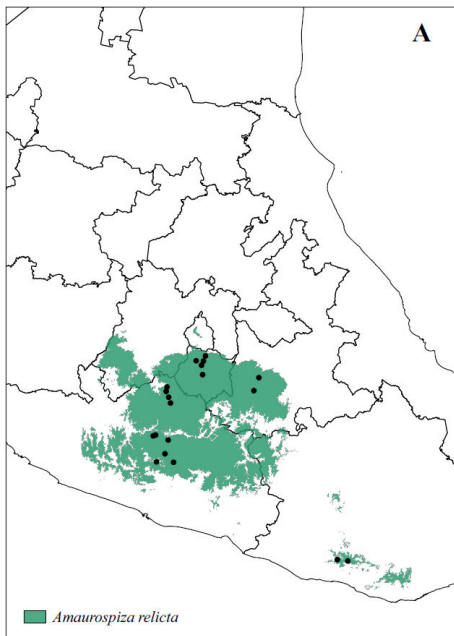
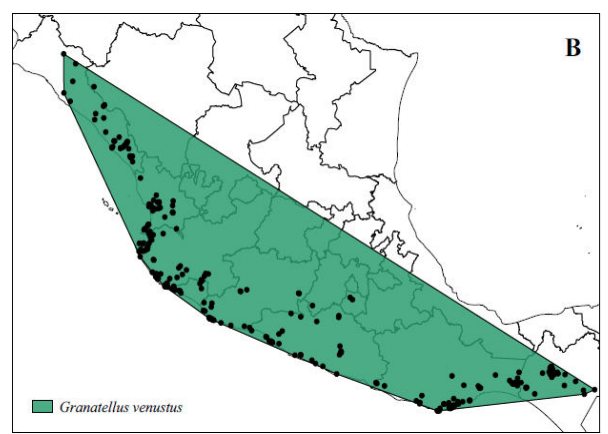
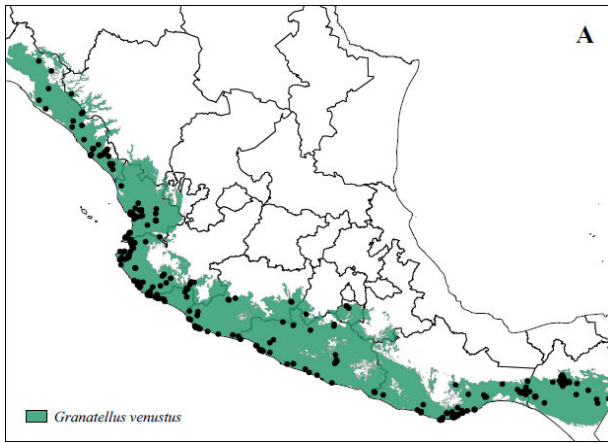
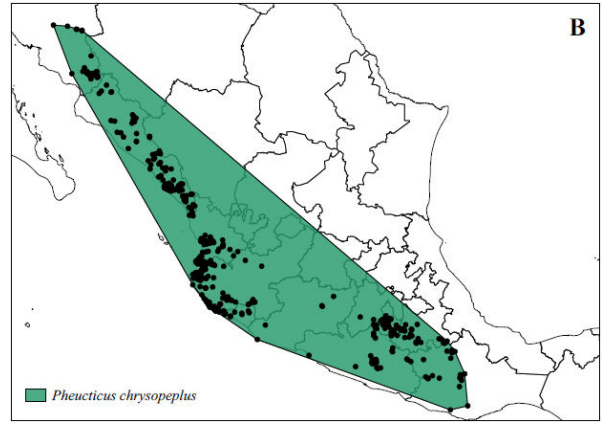
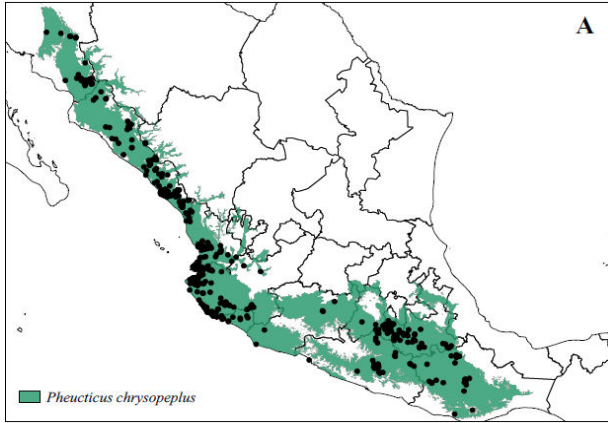


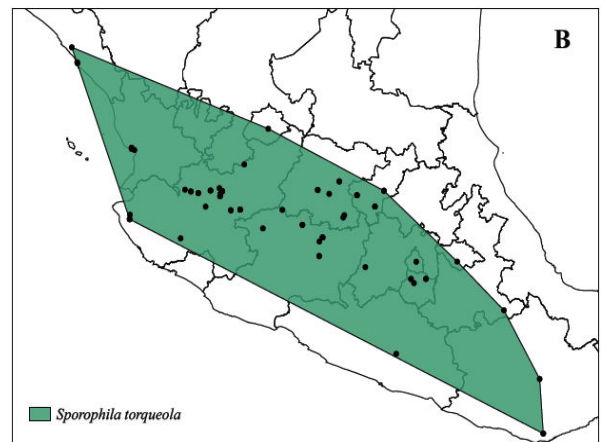
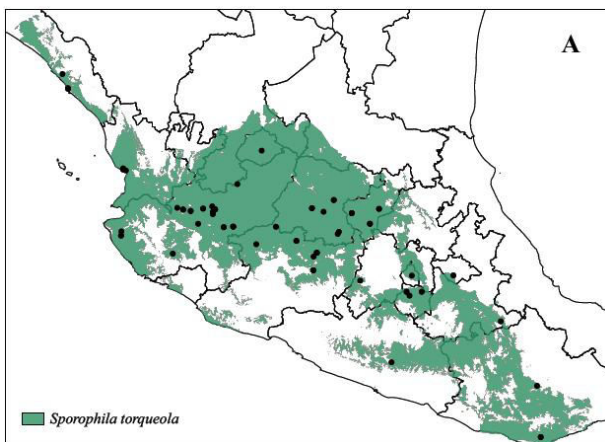
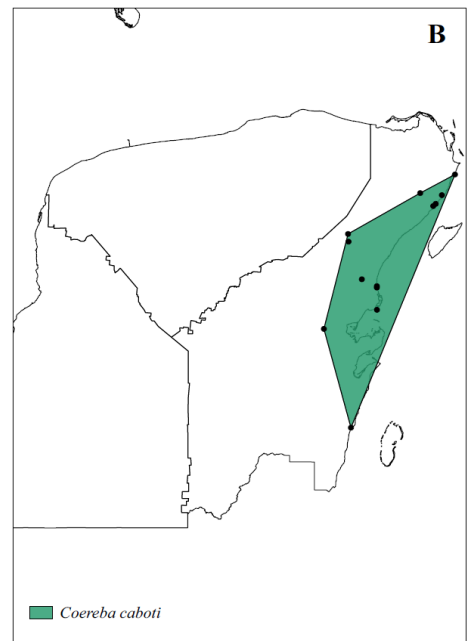
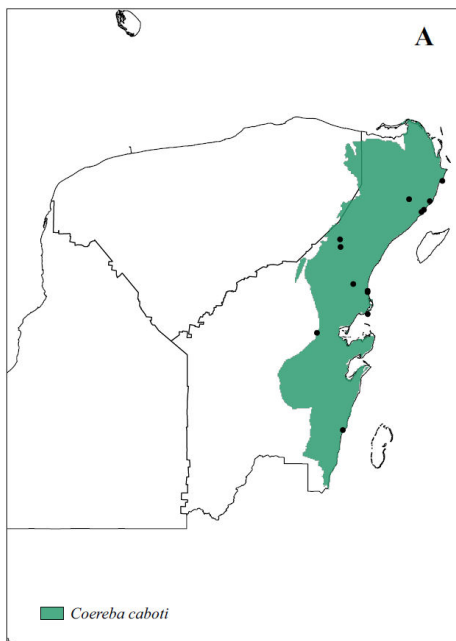
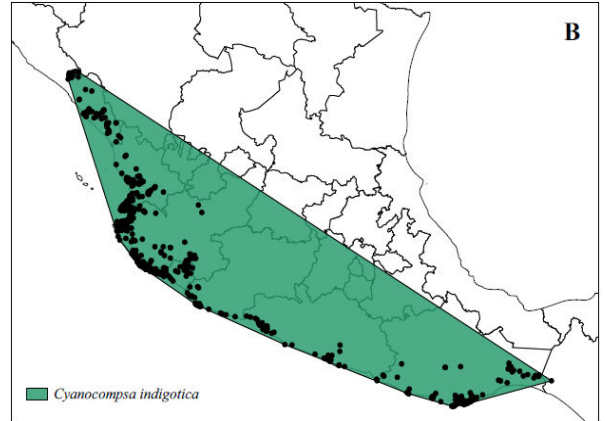
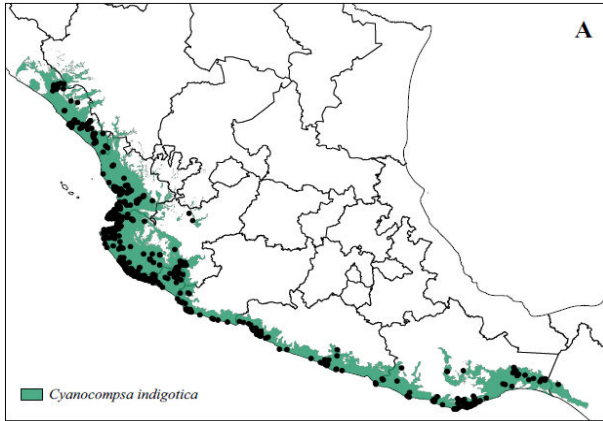


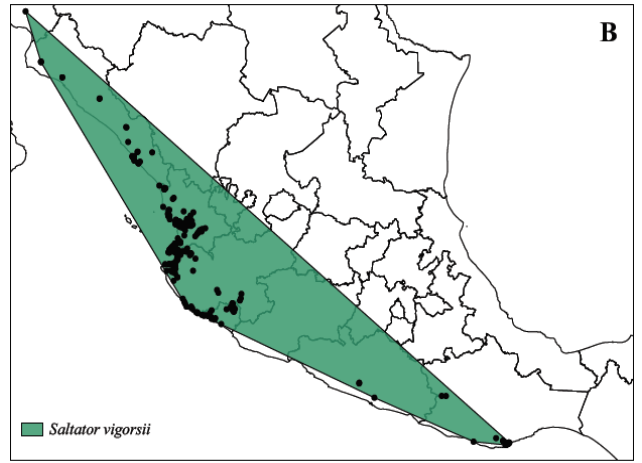
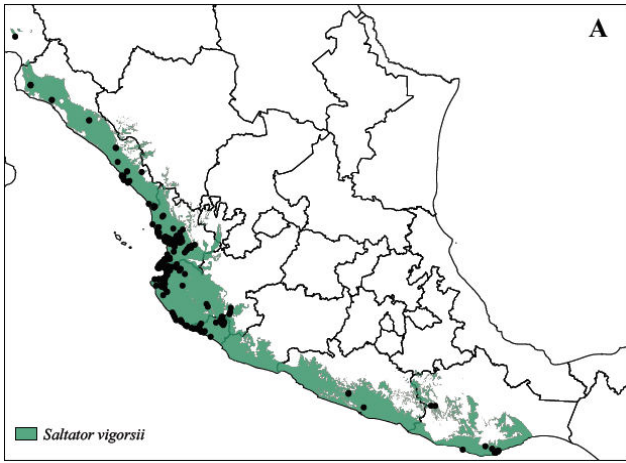












Capítulo III

IDENTIFICACIÓN DE ÁREAS DE IMPORTANCIA PARA LA CONSERVACIÓN DE AVES EN LA REGIÓN OCCIDENTAL DE LA FAJA VOLCÁNICA TRANSMEXICANA

IDENTIFICACIÓN DE ÁREAS DE IMPORTANCIA PARA LA CONSERVACIÓN DE AVES EN LA REGIÓN OCCIDENTAL DE LA FAJA VOLCÁNICA TRANSMEXICANA.

IDENTIFYING PRIORITY AREAS FOR BIRD CONSERVATION IN THE TRANSMEXICAN VOLCANIC BELT'S WESTERN REGION.

Alejandra Galindo-Cruz¹, Verónica Carolina Rosas-Espinoza², Miguel Vásquez-Bolaños³, Francisco Javier Sahagún-Sánchez *⁴

¹ *Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara, Las Agujas, Zapopan Jalisco, 45220, México*

² *Departamento de Ecología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara Las Agujas, Zapopan Jalisco, 45220, México,*

³ *Departamento de Botánica y Zoología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara, Las Agujas, Zapopan Jalisco, 45220, México.*

⁴ *Departamento de Políticas Públicas, Centro Universitario de Ciencias Económico Administrativas, Universidad de Guadalajara, Anillo Periférico Norte No. 799, CP. 45100, Núcleo Universitario Los Belenes, Zapopan, Jalisco México.*

Resumen. Con la finalidad de asegurar el mantenimiento de las poblaciones de vida silvestre y sus ecosistemas en México, es necesaria la identificación de regiones importantes para la conservación de ecosistemas y especies prioritarias. En el presente estudio se buscó identificar las áreas donde existe prioridad para llevar a cabo acciones de conservación para las aves en el extremo occidental de la Faja Volcánica Transmexicana. Para tal efecto, se modeló la distribución de especies de aves prioritarias y se obtuvo un índice integral de conectividad (IIC), que es un índice binario que considera no solo el aspecto estructural sino también el aspecto funcional de la conectividad del paisaje de las distintas coberturas

forestales existentes en la zona. Los resultados indican tres áreas óptimas, con distintas características ecológicas, determinadas como sitios relevantes de conservación de especies de aves prioritarias, donde se destacan los sitios con coberturas de bosque templado, selva tropical y vegetación hidrófila por su nivel de conectividad y número de especies representadas. Con la información generada en el presente trabajo, se buscó fortalecer los esfuerzos para conformar una red de Áreas Naturales Protegidas (ANP) que favorezca la conservación de las aves y sus ecosistemas en la zona de estudio.

Palabras clave: Conectividad de paisaje, modelos de distribución de especies.

Abstract: The transformation and disappearance of ecosystems decrease the viability of wild populations. Therefore, to ensure the maintenance of wildlife populations and their ecosystems in Mexico, it is necessary to identify important regions for the conservation of ecosystems and priority species. In the present study, we sought to identify the areas where carrying out conservation actions for birds is a priority. For this purpose, the distribution of priority bird species was modeled and also an integral connectivity index (IIC) of the different forest cover existing at the western region of the Trans-Mexican Volcanic Belt was obtained. The results provide three optimal areas, with different ecological characteristics, determined as relevant conservation sites for priority bird species. The information generated will be useful in strengthening efforts to form a Natural Protected Areas (NPA) network that ensures bird conservation and their habitats in the study area.

Keywords. Landscape connectivity, species distribution models.

Introducción

La transformación y desaparición de los ecosistemas disminuye la viabilidad de las poblaciones silvestres y puede provocar la extinción o extirpación de las especies de regiones concretas (Bennett, 1998; Primack et al., 1998; Kattan, 2002). Los sistemas de áreas protegidas se consideran en la actualidad, una herramienta clave para garantizar la conservación de especies y ecosistemas prioritarios; sin embargo, en muchos casos las áreas se han definido de forma poco sistemática, sin criterios definidos, lo que ha dado como resultado reservas ineficientes, localizadas en sitios que no contribuyen a la representación de la biodiversidad o que conservan pocas especies en relación con su superficie (Balmford, 2002; Ceballos, 2007).

Para atender las deficiencias relacionadas con vacíos y omisiones en las redes de Áreas Naturales Protegidas (ANP) se ha considerado que, dentro de los criterios importantes a considerar para establecer un ANP, se requiere llevar a cabo la integración de patrones biogeográficos, con la finalidad de favorecer la identificación de áreas específicas que albergan grupos de especies con un origen, morfología, clima y condiciones ambientales similares (Brown y Gibson, 1983). Lo anterior, favorece una alta concentración de riqueza, particularmente de aquellas especies consideradas endémicas y/o amenazadas (Kramer et al., 1997), y por lo tanto, han sido considerados como los elementos clave para definir prioridades de conservación (Leader-Williams, 2000; Verissimo, 2011; Ochoa-Ochoa; 2017).

La identificación de áreas clave para la conservación está limitada debido la prelación relativa que subsiste entre la endemidad y la riqueza de especies (Prendergast et al., 1993; Fleishman et al., 2006), pues existe evidencia de que las regiones con alta riqueza

de especies tienden a ser distintas de aquellas que concentran endemidad alta (Kerr, 1997) lo que dificulta la tarea de selección de áreas idóneas para la conservación. Sin embargo, ambos aspectos tienden a unificarse cuando los esfuerzos de conservación se orientan a taxones concretos (Kerr, 1997). Estos grupos o especies pueden ser utilizados como subrogados para proporcionar protección a otras especies u otro tipo de elementos de la biodiversidad (Rondinini y Boitani, 2006; Sarkar et al. 2006; Kremen et al. 2008).

Por otro lado, la preservación de las especies requiere no solo el conocimiento de sus áreas de distribución, sino también de información sobre la disponibilidad de áreas que resulten adecuadas (Papes, 2007; Valenzuela-Galván y Vázquez, 2008) para garantizar la continuidad biótica de los ecosistemas y el mantenimiento de su integridad ecológica (Karr, 1981; Smogor y Angermeier, 2001; Davis y Slobodkin, 2004).

México cuenta con distintas herramientas para fomentar la conservación de la biodiversidad a nivel nacional, entre las que se encuentran: Áreas Naturales Protegidas (ANP), Regiones Terrestres Prioritarias (RTP) y en particular, para el caso del enfoque ornitológico, destacan las Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (AICAS; Arizmendi y Márquez-Valdelamar, 2000) y los sitios RAMSAR. Sin embargo, son las ANP las únicas con un marco normativo en la legislación nacional, por lo que constituyen la estrategia base para la conservación de la biodiversidad y sus ecosistemas (Dorfman, 2005; CONANP, 2019; Villavicencio et al., 2017).

A pesar de que México cuenta actualmente con el Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SINAP), que incluye un registro de las ANP en los tres niveles de gobierno: 1) federal, 2) estatal y 3) municipal (SINAP, 2019), las áreas que actualmente conforman la red de ANP no necesariamente cumplen con las características para mantener

poblaciones viables de todas las especies a largo plazo (Álvarez y Morrone, 2004; Pressey, et al., 1993; Scott et al., 2001) ya que, como frecuentemente ocurre, los criterios para determinar y establecer estas áreas en el pasado han sido conflictivos (Pressey et al., 1993; Prendergast et al., 1999; Scott et al., 2001).

Uno de los grupos taxonómicos de importancia para la conservación en México es el de las aves que cuenta con 1,150 especies (Navarro-Sigüenza et al., 2014; Avibase, 2016; Gill y Donsker, 2019) de las cuales 212 son endémicas y 304 se encuentran en alguna categoría de riesgo. La Faja Volcánica Transmexicana (FVT) se ha mencionado como un sitio de alta concentración de especies endémicas y diversidad de especies (Escalante et al., 1993). Pues en ella subsisten el 66% de la diversidad de aves a nivel nacional (García-Trejo y Navarro 2004; Navarro et al., 2007). En la región oriental y occidental de la FVT (Ferrari et al., 2012) confluyen dos regiones biogeográficas extensas y diversas: la Neártica y la Neotropical (Udvardy, 1975), lo que ha generado un mosaico de afinidades ecológicas complejas de flora y fauna, que conducen a una concentración significativa de endemismo (Peterson y Navarro-Sigüenza, 1999) lo que enfatiza la singularidad biológica de la región.

En los límites de Jalisco, Nayarit y Colima que corresponden a la región occidental de la FVT, se presenta una composición avifaunística relacionada con la presencia de rasgos geomorfológicos y climáticos que determinan las condiciones ecológicas actuales de la región (Navarro et al, 2007); lo que convierte a la zona occidental de esta provincia fisiográfica en un corredor biológico de importancia significativa para las especies que lo habitan (Sánchez-Cordero, et al., 2005).

Debido a que en la región occidental de la FVT es posible encontrar un mosaico de ecosistemas naturales (bosques templados, selvas tropicales, pastizales, ecosistemas

hidrófilos, entre otros) el mantenimiento de la conectividad biológica de las distintas unidades paisajísticas debe ser considerado un criterio primordial en la gestión territorial, como medida para mitigar algunos efectos de la actual tasa de fragmentación (Margules y Sarkar 2009). Esta región de alta diversidad biológica en México, cuenta con el 10% de su superficie cubierto por ANP decretadas, aunque la mayoría tiene una superficie pequeña para garantizar la conservación de dicha biodiversidad (Sánchez-Cordero et al., 2012).

Por otro lado, la estrecha relación entre las especies y su ambiente puede causar patrones espaciales específicos observables a diferentes escalas (Peña et al., 2010; Yañez-Arenas et al., 2012; Maciel-Mata et al., 2015). Integrar las zonas con idoneidad ambiental, disponibilidad del hábitat y continuidad paisajística entre los fragmentos de distintos tipos de vegetación utilizados por las especies, puede ayudar a identificar áreas prioritarias para la conservación al considerar los principios de complementariedad ecológica (Williams et al., 1996; Egbert et al., 1999; Peterson et al., 1999; Lechner et al., 2017).

El presente trabajo buscó identificar las áreas donde existen condiciones óptimas para la determinación de sitios relevantes de conservación de especies de aves prioritarias, basado en el análisis de distribución potencial de las mismas en conjunto con la evaluación de conectividad del paisaje para la región occidental de la Faja Volcánica Transmexicana.

Métodos

Área de estudio.- El presente estudio se llevó a cabo en la región occidental de la Faja Volcánica Transmexicana (FVT) delimitado de acuerdo a la seccionalización propuesta por Ferrari et al., (2012) que abarca fracciones de los estados de Nayarit, Jalisco y Colima (Coordenadas UTM: 471159.03- 685773.84 X a 2414297.67- 2110495.30 Y). La FVT se ubica en la transición de las regiones geográficas Neártica y Neotropical con una altitud que

parte desde el nivel del mar hasta los 4,260 m snm. Por lo que en la misma se presenta distintos tipos de cobertura forestal, que incluyen desde bosques templados en las regiones de mayor altitud, vegetación hidrófila, pastizales naturales y selvas tropicales en las zonas más bajas y comprende una superficie de 2,406,424 ha (Fig.1).

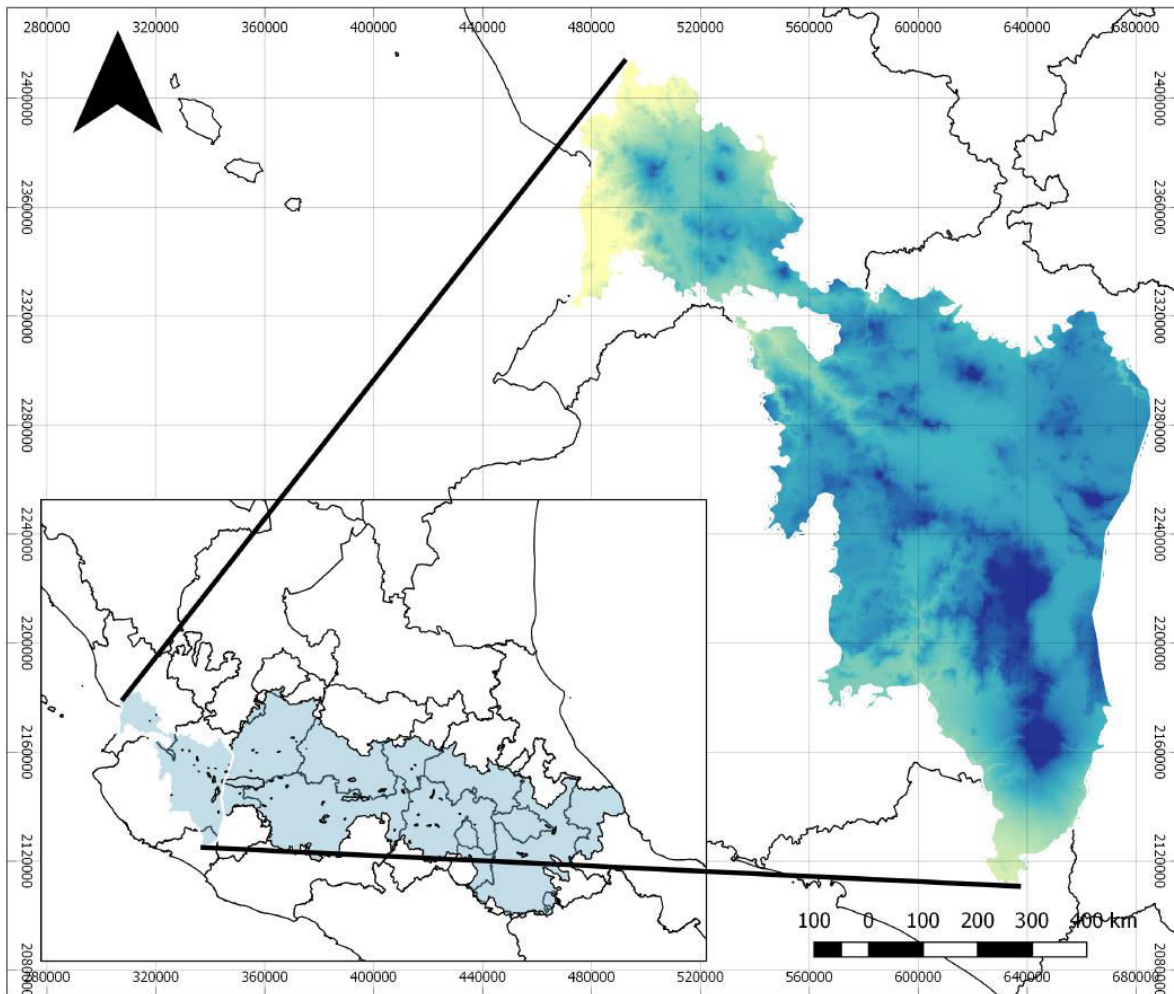


Fig. 3.- Área de estudio: Región occidental de la Faja Volcánica Transmexicana (FVT)

Selección de especies. - Para garantizar la mayor representatividad de las especies en las áreas prioritarias para la conservación (Vane-Wright et al., 1991), se seleccionaron las especies de aves terrestres (bajo el concepto de especie filogenética) que tuvieran al menos parte de su distribución en el área de estudio y que además fueran 1) endémicas de México

(Berlanga et al., 2017; Navarro-Sigüenza y Peterson, 2004) 2) Prioritarias de conservación (DOF, 2014) o bien, 3) que estuvieran listadas en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF, 2010). Se eliminaron todas aquellas para las cuales no se contaba con información suficiente (al menos 5 localidades de registro en México) lo que resultó en un total de 122 especies (Anexo 1).

Se construyó una base de datos con las localidades de presencia provenientes de diversas fuentes, como la Infraestructura Mundial de Información de Biodiversidad (GBIF por sus siglas en inglés), del Atlas de las Aves de México (Navarro-Sigüenza et al., 2003), de datos de la plataforma “Naturalista” validados curatorialmente (CONABIO, 2018) y de la base de datos digital de eBird (2018) y se agregaron además registros de campo de muestreos realizados en el periodo 2011-2018. Del total de registros se eliminaron aquellos que estaban muy cercanos entre sí ($<1 \text{ km}^2$), así como aquellos que provenían de fuentes dudosas o que se encontraban lejos de la distribución geográfica conocida para cada especie. El número de registros por especie varió entre 6 y 1,562.

Modelos de distribución de especies. - para modelar la distribución potencial de las 122 especies bajo estudio, se utilizó el programa MaxEnt, que trabaja con base en un algoritmo de máxima entropía (Phillips et al., 2006) y que ha demostrado un buen funcionamiento cuando sólo se cuenta con tamaños de muestra pequeños (Hernández et al., 2006; Pearson, 2007; Papes y Gaubert, 2007). Para la delimitación del área de calibración de cada especie, se utilizaron las provincias biogeográficas propuestas por Morrone et al. (2007) y las ecorregiones de Olson et al. (2001) así como los factores físicos que pueden haber significado una barrera para la dispersión de especies como parámetros (Peterson et al., 1999; Barve et al., 2011).

Para determinar las variables climáticas a utilizar, se realizó un Modelo de Distribución de Especies (MDE) preliminar en MaxEnt que incluyó 19 coberturas bioclimáticas con una resolución espacial de 30 grados (~ 1 km²) derivadas de las variables de precipitación y temperatura propuestas por Cuervo-Robayo et al. (2013). Con base en los porcentajes de contribución relativa de cada variable al modelo obtenidos a partir de una prueba Jackknife ejecutada dentro del mismo algoritmo, se seleccionaron todas aquellas variables que mostraron al menos un 2% de contribución al modelo de cada especie. En aquellas especies en las que las variables de contribución resultantes fueron inferiores a cinco, se agregaron también las que contribuyeron hasta el 1% si no estaban correlacionadas entre sí, lo que proporcionó más información al modelo. Para las especies que tenían más de 20 registros, se realizaron 5 réplicas con un límite de 1,000 iteraciones y se utilizó el método de remuestreo Bootstrap. En estos casos, el 80% de los datos fue usado para calibrar el modelo, mientras que el 20% restante se utilizó para la validación.

Para la selección del mejor modelo de entre las cinco réplicas, se utilizaron los siguientes criterios: 1) los valores más bajos de tasa de omisión de los puntos de validación, 2) los valores más altos de AUC y 3) la menor cantidad de área predicha (Anderson et al., 2002). Posteriormente, cada modelo final se validó mediante la implementación de un ROC parcial (Barve, 2008). Para validar los modelos de las especies con 20 o menos registros, se utilizó la prueba Jackknife propuesta por Pearson et al. (2007).

Una vez obtenidos los MDE para las 122 especies, se delimitó el área de distribución potencial al interior del área de estudio, a partir del recorte de los modelos resultantes.

Coberturas vegetales. - Debido a que las especies de aves presentan cierta afinidad respecto del tipo de vegetación existente (Stotz et al., 1996), el mapa de las coberturas forestales se obtuvo a partir de la agrupación de la información cartográfica de uso de suelo y vegetación del inventario nacional forestal (Serie VI) del INEGI (2016) a escala 1:250,000. Todos los tipos de ecosistemas y sus diferentes variantes se unificaron por similitud biótica para considerarse de manera independiente como bosques templados (BT), Selvas tropicales (ST), vegetación hidrófila (VH), pastizales (PA), agricultura (AG), suelo desnudo sin vegetación aparente (SD) o área urbana (AU), contextualizándose finalmente como el conjunto de paisaje.

Índice Integral de Conectividad. Para estimar la conectividad entre los parches de cada uno de los tipos de vegetación se utilizó el programa “Conefor sensinode 2.6” (Saura y Torné, 2009) con el cual se obtuvo un Índice Integral de Conectividad (IIC; Pascual-Hortal y Saura, 2006) con el propósito de identificar todas las áreas correspondientes cada uno de los tipos de coberturas vegetales (BT, ST, VH, PA y AG) críticas para el mantenimiento de la conectividad entre los distintos tipos de hábitats dependiendo de la capacidad de dispersión de la vegetación. El IIC es un índice binario que considera no solo el aspecto estructural sino también el aspecto funcional de la conectividad del paisaje, lo que lo vuelve dependiente de la capacidad de dispersión de las especies. Debido a que la información del ámbito hogareño no se encuentra disponible para todas las especies de aves (particularmente las especies endémicas) se utilizó como factor de dispersión una constante lineal de 1,000 m al borde más cercano del parche (Nathan, 2006; Borda-Niño et al., 2017).

Análisis para la determinación de omisiones y áreas prioritarias para la conservación.- Para la verificación de omisiones que pueden afectar la conservación de especies de aves

importantes en la actual Red de Áreas Naturales Protegidas existentes en el área de estudio, se combinó la información de los mapas resultantes de los MDE y las coberturas forestales basados en la afinidad biológica de cada una de las especies, bajo el supuesto de que dichas áreas cuentan con las condiciones óptimas para la presencia y desarrollo de los taxones (Haber 1999; Areskoug 2001).

Asimismo, se consideró la información sobre los polígonos de las ANP decretadas en los tres niveles de gobierno, con lo que fue posible determinar la representatividad de las ANP para las distintas especies. Según Scott et al. (1993) para cada especie evaluada, se cuantificó el área que utiliza y se obtuvo el porcentaje de la distribución en relación con el área de análisis, lo que permitió identificar zonas con 10%, 20% y hasta 50% de distribución (Anexo 2).

Con la finalidad de identificar aquellas áreas prioritarias para la conservación de las especies se aplicó un procedimiento de algebra Boleana, (Chen y Peterson, 2002; Toribio y Peterson, 2008), que favoreció la determinación de zonas con alta concentración de riqueza de especies, endemidad y niveles altos de conectividad del paisaje. A continuación, fueron seleccionadas como prioritarias todas aquellas áreas en las que se cumplieran los siguientes supuestos 1) las zonas que albergan la mayor cantidad de especies que a su vez, no contaran con representatividad al interior de las Áreas Naturales Protegidas, 2) que se intersecaran con aquellas áreas resultantes con una baja conectividad del paisaje y/o 3) que contaran con la presencia exclusiva de taxones de distribución restringida.

Resultados

En la región occidental de la FVT existen 15 ANP fuera o en los límites de las zonas conurbadas: cinco de carácter federal (Bosque la Primavera, Cuenca Alimentadora del Distrito Nacional de Riego 043, Nayarit, El Jabalí, Sierra de Quila y Volcán de Colima), cinco de carácter estatal (Barrancas de los ríos Santiago y Verde, Cerro Viejo-Chupinaya-Los Sabinos, Sierra del Águila, Nevado de Colima, Sierra de San Juan), tres de carácter municipal (Barranca de Huentitán-Oblatos, Piedras Bola, Bosque el Nixticuil-San Esteban-el Diente) y dos más que son áreas voluntarias dedicadas a la conservación (Jalcote y Reserva Pajaritos). En total, las ANP cubren una superficie de 247,024 ha que representa el 10% del área de estudio.

De las 122 especies consideradas en el presente estudio, 48 (39%) cuentan con menos del 10% de su distribución potencial al interior del área de estudio cubierta por ANP existentes. De estas, 34 tienen afinidad a selvas tropicales, seis a pastizales, cinco a bosque templados y tres a ecosistemas hidrófilos. Si se considera la totalidad del área de distribución potencial estimada por los MDE, solo una especie no cuenta con área de distribución al interior de ningún polígono de las ANP (*Cynanthus doubledayi*). De las especies con baja representatividad de su área de distribución potencial en el área de estudio (< 10%) en las ANP actualmente decretadas, 36 son endémicas a México, 22 tienen una categoría de riesgo asignada por la NOM-059-SEMARNAT-2010 y cinco son prioritarias de conservación. además, dos especies de las consideradas en el presente estudio (*Amazona finschi* y *Cyanocorax beecheii*) cuentan con las tres características listadas.

En cuanto al IIC las superficies resultantes con menor conectividad entre los distintos tipos de vegetación se concentran en la sección norte del área de estudio,

principalmente en el estado de Nayarit (Fig. 2). Estas zonas están dominadas por ecosistemas tropicales hacia la costa y templados adentrándose hacia el este del área de estudio. En cambio, la región centro del área de estudio, cuenta aún con una alta conectividad estructural entre los parches de los distintos tipos de vegetación.

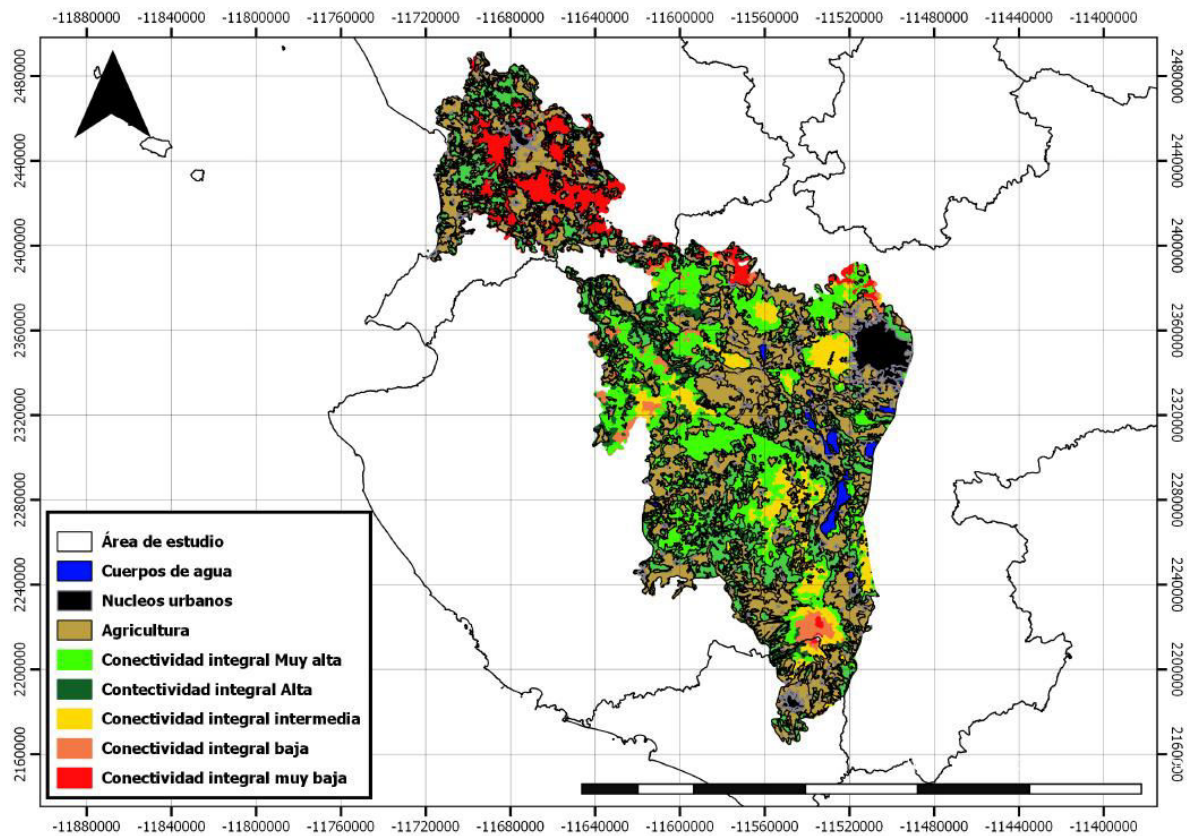


Fig. 2.- Unificación del Índice de Integral de Conectividad (IIC) para todos los tipos de cobertura forestal: BT, ST, VH, PA

A partir de los resultados, es posible recomendar tres conjuntos de áreas con potencial para ser consideradas como reservas y que su vez se encuentran separadas. Las áreas propuestas están vinculadas a distintos gradientes altitudinales en el extremo occidental de la FVT y cuentan con los elementos para ser considerados como áreas que pudieran ser

protegidas, ya que inciden sobre la conectividad biológica y la representatividad de las especies (Fig. 3).

El polígono delimitado con el número 1) está dominado por vegetación secundaria arbustiva y arborea de selva mediana subperenifolia, con algunos polígonos intermedios de agricultura de temporal y cinco asentamientos urbanos (El Malinal, El Tepozal, El Cora, Cuarenteño y Tecuitata), en total comprende una superficie de 26,849.91 ha y una conectividad baja entre la vegetación. El polígono 2) está compuesto por un mosaico de vegetación tropical y bosques templados, el extremo noreste abarca secciones de la sierra de Tapalpa que se caracteriza por la presencia de bosque de encino, bosque de pino y bosque de encino-pino, mientras que al suroeste, colindante con las localidades de San Antonio de Padua y Totolimixpa, se comprende de áreas compuestas por vegetación de selva baja caducifolia y una conectividad de media a alta abarcando una superficie de 41,238.09 ha. Por último, el conjunto de polígonos marcados con el número 3) se localizan en las inmediaciones de las lagunas de Sayula y Atotonilco, y se caracterizan por la concentración de vegetación hidrófila con conectividad de media a alta; este conjunto de polígonos tienen una superficie total de 6,847.52 ha.

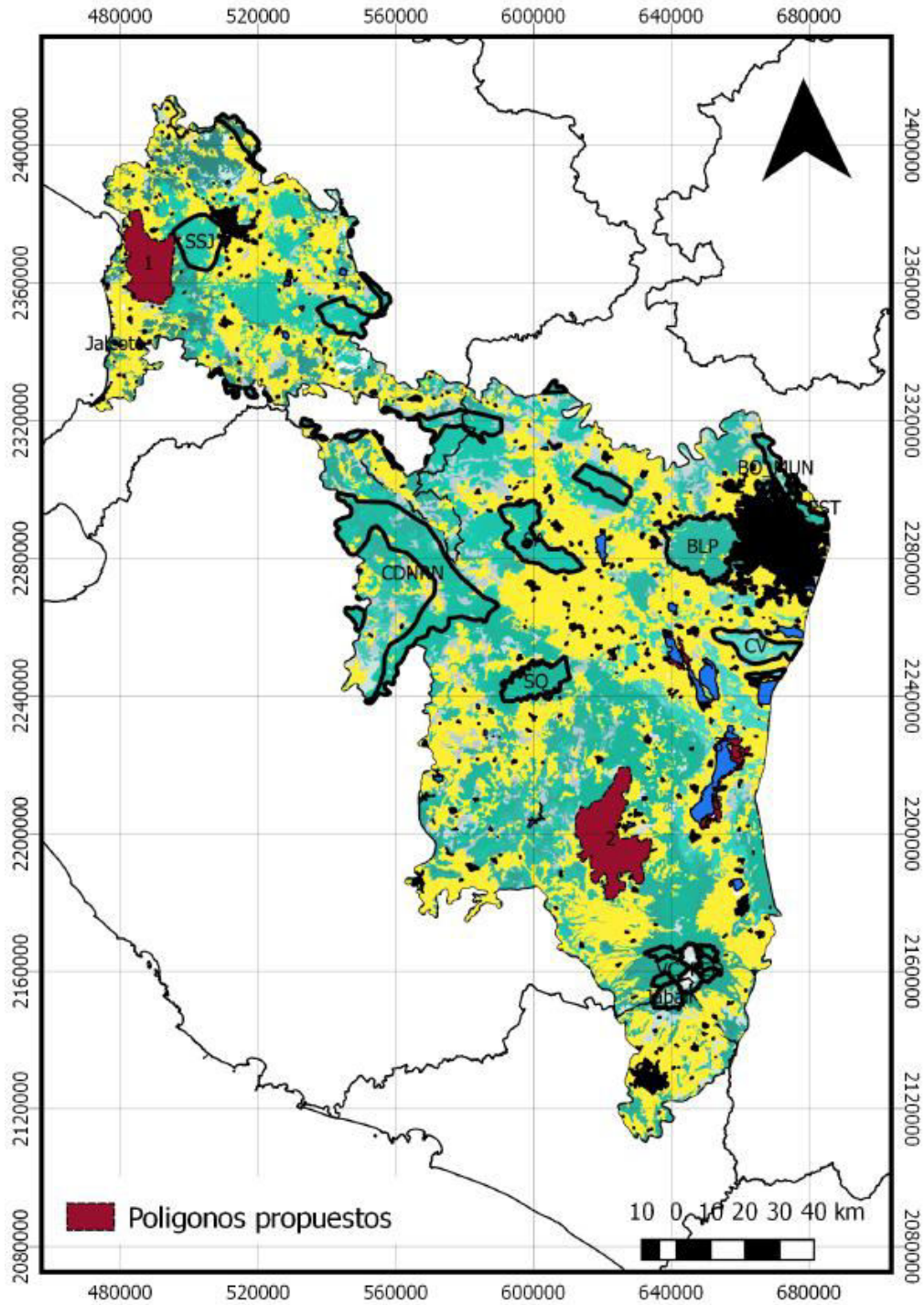


Fig. 3.- Polígonos establecidos como prioritarios de conservación 1) zona norte en la vertiente tropical del área de estudio, 2) zona centro-sur del área de estudio (vegetación tropical y bosque templado) y 3) zona centro oriental compuesto por extensiones de vegetación hidrófila.

A partir de las áreas resultantes como prioritarias para su conservación mas las ya existentes, 112 especies tienen al menos el 10% de sus rangos de distribución (al interior del área de estudio) cubierto con las áreas naturales protegidas y los nuevos polígonos propuestos, y únicamente diez (Cuadro. 1) no alcanzaron la meta establecida.

Cuadro 3. Especies consideradas en el estudio que no cumplieron la meta de conservación de 10% de su área de distribución al interior del área de estudio

Especie	Afinidad	% ANP inicial	% ANP final	NOM	PC	END
<i>Cynanthus doubledayi</i>	TRO	0.00	0.00	No	No	Si
<i>Falco peregrinus</i>	PAS	2.35	7.47	Pr	No	No
<i>Amazona albifrons</i>	TRO	2.24	9.45	Pr	Si	No
<i>Amazona oratrix</i>	TRO	3.76	9.80	P	Si	No
<i>Tityra griseiceps</i>	TRO	6.16	9.73	No	No	Si
<i>Deltarhynchus flammulatus</i>	TRO	6.18	9.76	Pr	No	Si
<i>Campylorhynchus humilis</i>	TRO	0.04	2.54	No	No	Si
<i>Geothlypis chapalensis</i>	RIP	7.38	8.49	No	No	Si
<i>Geothlypis melanops</i>	RIP	6.21	8.87	No	No	Si
<i>Passerina leclancherii</i>	TRO	4.02	9.33	No	No	Si

Discusión

Diversos estudios han establecido las medidas de riqueza de especies como un indicador para delimitar áreas prioritarias de conservación (Myers et al., 2000); sin embargo, otros han comenzado a reconocer las limitaciones de esas medidas y a desarrollar métricas complementarias (Karr, 1981; Smogor y Angermeier, 2001; Davis y Slobodkin, 2004). No obstante, llevar a cabo estudios específicos requiere de esfuerzos de investigación y muestreos a largo plazo (eg. Índices de integridad biótica, función ecosistema de las especies). Por tal motivo, en el presente estudio se dio prioridad a las especies: endémicas, de distribución restringida, en categoría de riesgo o bien, que fueran prioritarias de conservación (DOF, 2010; DOF, 2014, Berlanga et al., 2017; Navarro y Peterson, 2004) para

su uso como subrogados en la determinación de las áreas prioritarias para la conservación en la zona.

A pesar de que la FVT cuenta con una representación de las ANP por encima de la media nacional (Cantú-Ayala et al., 2013), la gran mayoría se localizan en un conjunto de cordilleras y volcanes con elevadas cotas altitudinales en el extremo occidental, lo que confiere poca representatividad de áreas con influencia tropical (Arriola-Padilla et al., 2014). El polígono 1 propuesto en el presente estudio se encuentra conformado en su mayoría por vegetación secundaria de selva mediana subperennifolia con algunos relictos de vegetación primaria de este tipo de vegetación (INEGI, 2016). Este polígono está rodeado por grandes extensiones de sistemas agropecuarios, lo que incrementa la posibilidad de que se pierda este hábitat prioritario en el futuro por lo que resulta crítica su conservación. (CONABIO et al., 2007). Dada la premisa de que las áreas con vegetación secundaria en México tienden mayoritariamente a ser el resultado de la alteración de la vegetación primaria (Vázquez-Cuevas y Roldán-Aragón, 2010; Rosete-Vergés et al., 2014) este polígono podría encontrarse en proceso de fragmentación, que pudiera conducir a su pérdida o degradación a corto plazo.

Aunado a lo anterior, la determinación de dicho polígono como área prioritaria para la conservación puede ayudar a salvaguardar la conectividad entre las ANP decretadas en la actualidad a partir de la interconexión con el conjunto de reservas cercano. Por ejemplo, la complementariedad entre éste y los polígonos del Distrito Nacional de Riego 043, Chamela Cuixmala, Reserva Pajaritos y el Jalcote, protegería efectivamente el hábitat apropiado para 54 especies de las 122 consideradas, incluyendo hábitats críticos para la supervivencia de taxones con distribución restringida (*Phaetornis griseoventer* y *Thalurania ridgwayi*), en

peligro de extinción (eg. *Amazona oratrix*, *Cyanocorax beecheii*, *Amazona finschi*) y que, a su vez, cuentan con una baja representatividad en las Áreas Naturales Protegidas del área de estudio ya que presentan afinidad tropical.

El segundo polígono seleccionado, correspondiente a la sierra de Tapalpa, constituye un área potencial para la distribución de 83 especies por lo que podría albergar especies de distribución restringida como *Campylorhynchus humilus*, y de acuerdo con la estimación del área que cubren actualmente las ANP en la zona de estudio, la representatividad de las áreas protegidas subiría de 0.04% a 2.54% para esta especie. También aumentaría el área de protección de especies endémicas y en categoría de riesgo de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010 (DOF, 2010) como *Dendrortyx macroura*, *Glaucidium palmarum*, *Grallaria ochraceiventris*, *Megascops seductu*. Adicionalmente, este polígono se localiza entre las ANP de Sierra de Quila, Cerro Viejo y el Nevado de Colima (en el área de estudio) y la Sierra de Manantlán en la provincia fisiográfica de la Sierra Madre del Sur, lo que favorecería el mantenimiento de su conectividad.

Algunos autores sugieren que una manera de contrarrestar los problemas que surgen de la fragmentación incluye: ampliar el área de los hábitats protegidos y fomentar mecanismos que promuevan la conectividad al contrarrestar el efecto de aislamiento de los elementos de hábitat (Fahrig y Merriam, 1994; Murcia, 1995; Fahrig, 2003), por lo que dadas las características del polígono descrito, se puede considerar un sitio importante para asegurar la continuidad biótica entre distintas ANP a largo plazo (Sánchez-Cordero et al., 2005).

Debido a que las especies con distribuciones muy locales o restringidas pueden no ocurrir en áreas de alta riqueza de especies, en ocasiones es necesario enfocar las acciones de conservación hacia la protección individual (Scott, 1993), tal es el caso de *Geothlypis*

modesta, *G. chapalensis* y *G. melanops* que potencialmente presentan los límites de su área de distribución en las zonas aledañas a los vasos lacustres del área de estudio (Friedmann et al., 1950; Navarro y Peterson, 2004). Estas son especies asociadas fuertemente a las zonas ribereñas (Stotz et al., 1996), por lo que la fragmentación de las superficies que presentan macizos con vegetación hidrófila pudiera desencadenar la pérdida de estas especies, lo que incrementa el interés en la delimitación del polígono 3.

El Lago de Chapala sostiene una avifauna muy variada en especies acuáticas y terrestres por lo que ha sido decretada tanto como AICA como un sitio RAMSAR. Pese a lo anterior, y debido a la falta de un marco legal regulatorio que asegure la preservación de los ecosistemas intrínsecos, se ha propiciado la expansión urbana y los allanamientos a la zona federal, así como la extensión de las actividades agropecuarias, lo que ha generado graves afectaciones y pérdida de los ecosistemas ribereños.

La existencia de pequeñas franjas con relictos de vegetación hidrófila colindantes a las zonas urbanas, agrícolas y pecuarias, mismas que implican la transformación de la composición, estructura y funcionamiento de los ecosistemas (Carabias et al., 2008), de las localidades de Atotonilco el Alto, Villa Corona y Sayula, hacen prioritaria la conservación de los ecosistemas riparios que ahí persisten para el sostenimiento de especies hábitat específicos que son exclusivas del área de estudio y zonas colindantes.

La especie *Cynanthus doubledayi* considerada en el presente estudio, quedo desligada de los polígonos 1, 2 y 3 propuestos como prioritarios para la conservación de la avifauna de la FVT. Esto se debe a que dicho taxón, presenta en el área de estudio los límites de su de su distribución potencial (Fig. 4). Este caso particular, resalta la necesidad de la unificación de análisis en la intersección de las provincias fisiográficas del EVT y la SMS

con la finalidad de interconectar las Áreas Naturales Protegidas existentes en ambos complejos.

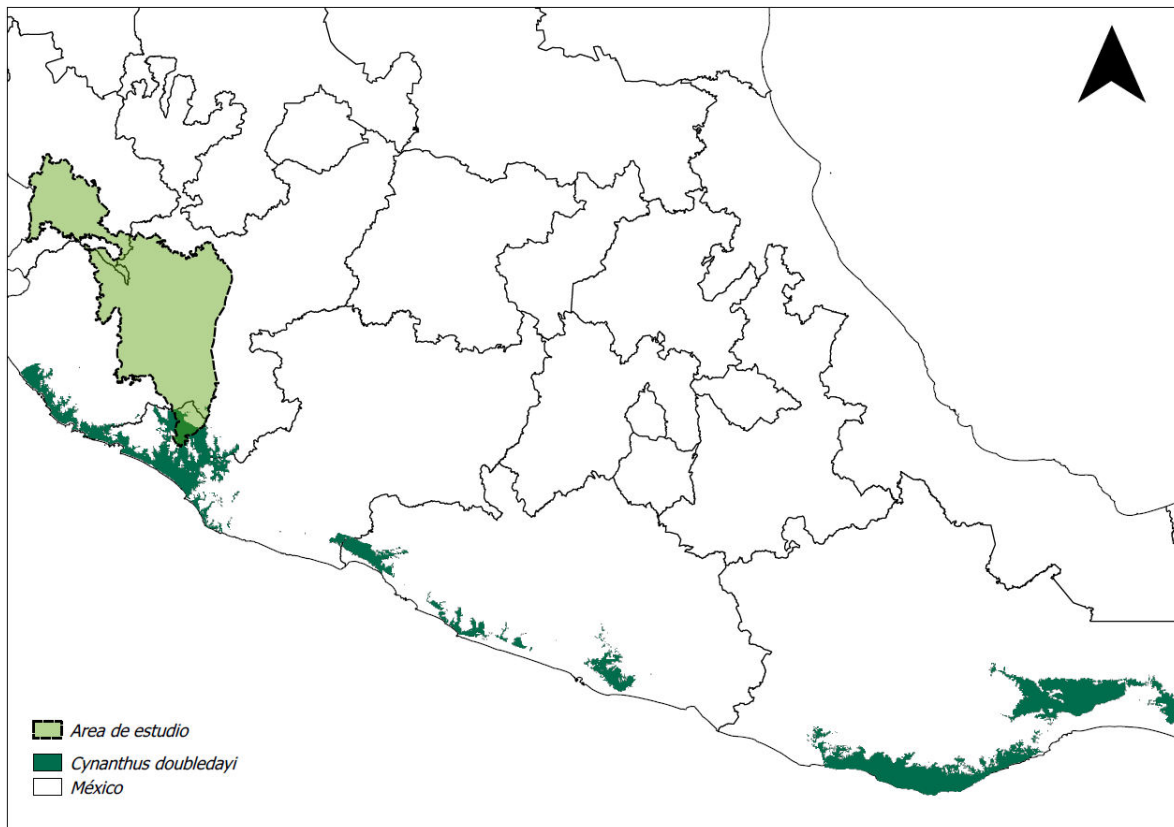


Fig. 4.- Distribución potencial de *Cynanthus doubledayi* en México y el área de estudio

La integración de lo anterior permitió identificar áreas que por su importancia y vulnerabilidad ecológica deberían ser considerados como prioritarios de conservación, lo que favorecerá de selección de sitios específicos que provean de protección al considerar la relevancia ecológica en la región occidental de la FVT y que, en conjunto, incrementarían sustancialmente el nivel de protección a la avifauna regional.

Los MDE y los análisis de conectividad de paisaje constituyen herramientas analíticas sólidas que permiten mejorar los protocolos de planificación sistemática para la conservación, y genera información útil para los tomadores de decisiones al momento de

seleccionar sitios para la conservación, pues en conjunto, brindan argumentos adicionales con mejores fundamentos ecológicos y biogeográficos, por lo que los resultados de este trabajo pueden complementar las estrategias para la conservación en la región occidental de la FVT una vez que sean integrados con estudios técnicos justificativos que complementen la información generada.

Llevar a cabo la protección de los polígonos resultantes en el presente estudio a disminuiría la pérdida del hábitat para las aves, pues se localizan en áreas críticas para la preservación de taxones específicos y con alta vulnerabilidad ecológica por la pérdida de la conectividad de la vegetación. La modificación de los ecosistemas a partir de actividades antropogénicas ha sido la principal causa de la desaparición de grandes hectáreas forestales, esto influye directamente sobre las especies que lo habitan, por lo que es necesario promover programas para el manejo de los recursos naturales con la disminución del impacto ocasionado por la fragmentación.

Llevar a cabo la protección de los polígonos resultantes en el presente estudio a disminuiría la pérdida del hábitat para las aves, pues se localizan en áreas críticas para la preservación de taxones específicos y con alta vulnerabilidad ecológica por la pérdida de la conectividad de la vegetación. La modificación de los ecosistemas a partir de actividades antropogénicas ha sido la principal causa de la desaparición de grandes hectáreas forestales, esto influye directamente sobre las especies que lo habitan, por lo que es necesario promover programas para el manejo de los recursos naturales con la disminución del impacto ocasionado por la fragmentación.

Agradecimientos

A la Universidad de Guadalajara por medio del programa de Maestría en Ciencias en Biosistemática y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas (BIMARENA) y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca 855494. Al equipo de trabajo de Ana Luisa Rodríguez y Verónica Rosas por la facilitar la adquisición y el uso de datos de campo puntuales.

Literatura citada

- Álvarez, E y J.J. Morrone. 2004. Propuesta de áreas para conservación de aves terrestres de México, empleando herramientas panbiogeográficas e índices de complementariedad. *Interciencia*. 29 (3):112-120.
- Anderson, R.P., M. Gómez-Laverde y A.T. Peterson. 2002. Geographical distributions of spiny pocket mice in South America: insights from predictive models. *Global Ecology and Biogeography*. 11: 131-141.
- Areskoug, V. 2001. Utilization of remnant dry-forest corridors by the native fauna in a pastoral landscape in the Paraguayan Chaco. *CBMs Skriftserie 3*: 25-38
- Arriola-Padilla, V. J.; Estrada Martínez, E.; Ortega-Rubio, A.; Pérez Miranda, R.; Gijón Hernández, A. R. 2014. Deterioro en áreas naturales protegidas del centro de México y del Eje Neovolcánico Transversal. *Investigación y Ciencia de la Universidad Autónoma de Aguascalientes*. 60, 37-49, 2014.
- Arizmendi, M.C. y L. Márquez Valdelamar, 2000. Áreas de Importancia para la conservación de las Aves de México. México, D.F. CIPAMEX.

- Avibase. 2016. Listas de Aves del Mundo. México. <http://avibase.bsc-eoc.org/avibase.jsp>.
Accesado el 11 de mayo de 2017.
- Balmford, A. 2002. Selecting sites for conservation. En: K. Norris y D.J. Pain (eds.).
Conserving bird biodiversity. General principles and their application. Cambridge
University Press, Cambridge, UK.
- Barve, N. 2008 Tool for partial-ROC, V.1.0. Lawrence, K.S. Biodiversity institute
- Barve, N., V. Barve, A. Jiménez-Valverde, A. Lira-Noriega, S. P. Maher, A. T. Peterson, J.
Soberón y F. Villalobos. 2011. The crucial role of the accesible area in ecological
niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling* 222: 1810-
1819.
- Bennett A. 1998. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la
conservación de la vida silvestre. Cambridge, RU: UICN.
- Berlanga, H., H. Gómez de Silva, V. M. Vargas-Canales, V. Rodríguez-Contreras, L. A.
Sánchez-González, R. Ortega-Álvarez y R. Calderón-Parra. 2017. Aves de México:
Lista actualizada de especies y nombres comunes. CONABIO, México D.F.
- Borda-Niño, M., D. Hernández-Muciño, E. Ceccon. 2017. Planning restoration in human-
modified landscapes: New insights linking different scales. *Applied Geography*, 83:
118-129.
- Brown, J. H. y A. C. Gibson. 1983. *Biogeography*. McGraw-Hill Inc. Missouri, USA.
- Cantú-Ayala, C., J.R. Estrada-Arellano, M. M. Salinas Rodríguez, J. G. Marmolejo
Moncivais y E.A. Estrada-Castillón. 2013. Vacíos y omisiones en conservación de

- las ecorregiones de montaña en México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 4 (17): 10-27.
- Carabias, J., J. de la Maza y E. Provencio. 2008. Evolución de enfoques y tendencias en torno a la conservación y el uso de la biodiversidad, en *Capital natural de México*, vol. III: Políticas públicas y perspectivas de sustentabilidad. CONABIO, México.
- Ceballos, G. 2007. Conservation priorities for mammals in megadiverse Mexico: the efficiency of reserve networks. *Ecological Applications* 17:569-578.
- Chen, G. y A.T. Peterson. 2002. Prioritization of areas in China for the conservation of endangered birds using modelled geographical distributions. *Bird Conservation International*, 12, 197–209.
- CONABIO (Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad). 2018. *Naturalista*, <http://www.naturalista.mx> Acceso 20 de julio de 2018.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad), CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas), TNC (The Nature Conservancy - Programa México), Pronatura. 2007. *Sitios prioritarios terrestres para la conservación de la biodiversidad*. Escala 1: 1000000. D.F., México.
- CONANP, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2019. *Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas*. Consultado en línea en: <http://www.conanp.gob.mx> el 20 de octubre de 2019
- Cuervo-Robayo A. P., O. Téllez-Valdés, M. Gómez, C. Venegas-Barrera, J. Manjarrez y E. Martínez-Meyer. 2013. An update of high-resolution monthly climate surfaces for Mexico. *International Journal of Climatology*, 34: 2427-2437.

- Davis, M. A. y L. B. Slobodkin. 2004. The science and values of restoration ecology. *Restoration Ecology*, 12: 1-3.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. 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. 23 de noviembre de 2010.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). 2014. Acuerdo por el que se da a conocer la lista de especies y poblaciones prioritarias para la conservación. Consultado en http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5334865&fecha=05/03/2014 el 20 de octubre de 2019
- Dorfman, D. 2005. Reino Marino. En: Dudley. N. y J. Parrish (eds.). *Cubriendo los vacíos, la creación de sistemas de áreas protegidas ecológicamente representativos*. The Nature Conservancy (TNC). Mérida, Yucatán. México. pp 117.
- eBird. 2018. eBird: Una base de datos en línea para la abundancia y distribución de las aves eBird, Ithaca, New York. Disponible: <http://www.ebird.org>. Acceso el 20 julio 2018.
- Egbert, S.L., A.T. Peterson, Y. Sanchez-Cordero y K, Price. 1999. Modelling conservation priorities in Veracruz, Mexico. En: S. Moraim (ed.), *GIS Solutions in Natural Resource Management*. OnWord Press, Santa Fe, USA.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34:487-515.

- Fahrig, L., G. Merriam. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8:50-59.
- Ferrari, L., T. Orozco-Esquivel, V. Manea y M. Manea. 2012. The Dynamic history of the Trans-Mexican Volcanic Belt and the Mexico Subduction zone. *Tectonophysics*. 522-523: 122-149.
- Fleishman, E., R.F. Noss y B.R. Noon. 2006. Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. *Ecological Indicators* 6: 543-553.
- Friedmann, H., L. Griscom y R. T. Moore. 1950. *Distributional Check-List of the birds of Mexico, Part II*. Cooper Ornithological Society, Berkeley, California.
- García-Trejo, E.A. y A.G. Navarro. 2004. Patrones biogeográficos de la riqueza de especies y el endemismo de la avifauna en el oeste de México. *Acta Zoológica Mexicana* 20 (2):167-185.
- Gill, F. y D. Donsker (eds.). 2019. *IOC World Bird Names (version 9.2)*. <http://www.worldbirdnames.org/> revisado el 22 de octubre de 2019.
- Haber, W. 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems* 44: 37-68
- Hernández, P. A.; C. H. Graham, L. L. Master y D. L. Albert 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, 29: 773-785.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2016. Conjunto de datos vectoriales de uso del suelo y vegetación escala 1:250 000, Serie.

- Karr, J. R. y D. R. Dudley. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management* 5: 55– 68
- Kattan, G. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. En: Guariguata M. y G. Kattan (eds). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Ediciones LUR, Cartago, Costa Rica.
- Kerr, J. T. 1997. Species richness, endemism, and the choice of areas for conservation. *Conservation Biology*, 11, 1094–1100.
- Kremen, C., A. Cameron, A. Moilanen, S.J. Phillips, C.D. Thomas, H. Beentje, J. Dransfield, B.L. Fisher, F. Glaw, T.C. Good, G.J. Harper, R.J. Hijmans, D. C. Lees, E. Louis Jr., R. A. Nussbaum, C. J. Raxworthy, A. Razafimpahanana, G.E. Schatz, M. Vences, D. R. Vieites, P.C. Wright y M. L. Zjhra. 2008. Aligning conservation priorities across taxa in Madagascar with high-resolution planning tools. *Science*. 320: 222-226.
- Leader-Williams N. y H.T. Dublin. 2000. Charismatic megafauna as flagship species. En: Entwistle, A. y N. Dunstone (eds). *Priorities for the conservation of mammalian diversity: has the panda had its day?* Cambridge University Press. New York, USA.
- Lechner, A. M., D. Sprod, O. Carter y E. C. Lefroy. 2017. Characterising landscape connectivity for conservation planning using a dispersal guild approach. *Landscape Ecology*. 32: 99-113.
- Maciel-Mata, C.A., N. Manríquez-Morán, P. Octavio-Aguilar y G. Sánchez-Rojas. 2015. El área de distribución de las especies: revisión del concepto. *Acta Universitaria*, 25(2), 3-19.

- Margules, C.R. y S. Sarkar. 2009. Planeación sistemática de la conservación (Trad. V. S Sánchez-Cordero y F. Figueroa). Universidad Autónoma de México, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México D.F
- Morrone, J. J., T. Escalante y G. Rodríguez-Tapia. 2017. Mexican biogeographic provinces: Map and shapefiles. *Zootaxa*, 4277: 277-279.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10:58-62.
- Nathan, R. 2006. Long-distance dispersal of plants. *Science* 313:786-788
- Navarro-Sigüenza, A.G., A. Lira-Noriega, A.T. Peterson, A. Oliveras de Ita y A. Gordillo-Martínez. 2007. Diversidad, endemismo y conservación de las aves, en: Luna I., J.J. Morrone y D. Espinosa (Eds.). 2007. Biodiversidad de la Faja Volcánica Transmexicana, UNAM, México, D.F.
- Navarro-Sigüenza, A. G y A. T. Peterson. 2004. An alternative species taxonomy of the birds of Mexico. *Biota Neotropica* 4 (2): 1-32
- Navarro-Sigüenza, A. G., A. T. Peterson y A. Gordillo-Martínez. 2003. Museums working together: The atlas of the birds of Mexico. In *Why museums matter: avian archives in an age of extinction*, N. Collar, C. Fisher y C. Feare (eds.). *Bulletin British Ornithologists' Club*, Supplement 123A. 207-225.
- Navarro-Sigüenza, A.G., M.G. Rebón-Gallardo, A. Gordillo-Martínez, A.T. Peterson, H. Berlanga-García y L.A. Sánchez-González. 2014. Biodiversidad de aves de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85:476-495.

- Ochoa-Ochoa, L.M., N.R. Mesía-Domínguez, J. Bezaury-Creel. 2017. Priorización para la conservación de los Bosques de niebla en México. *Ecosistemas* 26 (2): 2737.
- Olson, D. M., E. Dinerstein, E. D. Wikramanayake, N. D. Burgess, G. V. N. Powell, E. C. Underwood, J. A. D'Amico, I. Itoua, H. E. Strand, J. C. Morrison, C. J. Loucks, T. F. Allnutt, T. H. Ricketts, Y. Kura, J. F. Lamoreux, W. W. Wettengel, P. Hedao y K. R. Kassem 2001. Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience*, 51: 933-933.
- Pascual-Hortal, L. y S. Saura. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* 21 (7): 959-967.
- Papes, M. 2007. Ecological niche modeling approaches to conservation of endangered and threatened birds in central and eastern Europe. *Biodiversity Informatics*. 4: 14-26.
- Papes, M. y P. Gaubert. 2007. Modelling ecological niches from low numbers of occurrences: assessment of the conservation status of poorly known viverrids (Mammalia, Carnivora) across two continents. *Diversity and Distributions*. 13: 890-902.
- Pearson, R. G., C. J. Raxworthy, M. Nakamura y A. T. Peterson. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34: 102-117.
- Peña., M.A., D. Cárdenas y A. Duque. 2010. Distribución de especies y su relación con la variación ambiental y espacial a escala local en un bosque de tierra firme en la amazonia colombiana. *Actualidades Biológicas* 32 (92): 41-51.

- Peterson, A. T. y A. G. Navarro-Sigüenza. 1999. Alternate Species Concepts as bases for determining priority conservation areas. *Conservation Biology*, 13: 427-431.
- Peterson, A. T., S.L. Egbert, V. Sánchez-Cordero y K. Price. 1999. Geographic analysis of conservation priorities using disributional modelling and complementarity: Endemic birds and mammals in Veracruz, Mexico. *Biological Conservation* 93:85-94.
- Peterson, A. T. y A. G. Navarro-Sigüenza. 1999. Alternate Species Concepts as bases for determining priority conservation areas. *Conservation Biology*, 13: 427-431.
- Phillips, S. J., P. Anderson y E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190: 231-259.
- Prendergast, J., R. Quinn, J. Lawton, B. Eversham, y D. Gibbons. 1993. Rare species, the coincidence of biodiversity hotspots and conservation strategies. *Nature* 365 (6444) 335-337.
- Pressey, R.L., C.J. Humphries, C.R. Margules, R.I. Vane-Wright, P.H. Williams.1993. Beyond opportunism: key principles for systematic re-serve selection. *Trends Ecology Evolution*. 8:124-128.
- Prendergast, J. R., R. M. Quinn y J. H. Lawton. 1999. The Gaps between theory and practice in selecting nature reserves. *Conservation Biology*, 13 (3): 484-492.
- Primack R, Rozzi R, Feinsinger P, Dirzo R y F. Massardo. 1998. Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas. Fondo de cultura económica. México DF.

- Rondinini, C. y L. Boitani. 2006. Differences in the umbrella effects of African amphibians and mammals based on two estimators of the area of occupancy. *Conservation Biology* 20:170-179.
- Scott, J.M., F. W. Davis, R. G. MacGhie, R. G. Wright, C. Groves y J. Estes. 2001. Nature Reserves: Do they capture the full range of America's biological diversity? *Ecological Applications*, 11 (4): 999-1007.
- Smogor, R. A. y P. L. Angermeier. 2001. Determining a regional framework for assessing biotic integrity of Virginia streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 130: 18-35
- Rosete-Vergés, F.A., J.L. Pérez-Damián, M. Villalobos-Delgado, E. N. Navarro-Salas, E. Salinas-Chávez y R. Remond-Noa. 2014. El avance de la deforestación en México 1976-2007. *Madera y Bosques*. 20 (1): 21-35.
- Sánchez-Cordero, V., P. Illoldi-Rangel y M. Linaje. 2012. Identificación de áreas prioritarias para la conservación y su conectividad bajo diferentes escenarios de cambio climático: base para el diseño de áreas naturales protegidas. Consultado en línea en https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/168021/2012_identific_areas_prioritarias_cc.pdf el 20 de octubre de 2019
- Sánchez-Cordero, V., V. Cirelli, M. Munguía y S. Sarkar. 2005. Place prioritization for biodiversity representation using species' ecological niche modeling. *Biodiversity Informatics* 2:11-23.
- Sarkar, S., R.L. Pressey, D.P. Faith, C.R. Margules, T. Fuller, D. M. Stoms, A. Moffett, K.A. Wilson, K. J. Williams, P.H. Williams y S. Andelman. 2006. *Biodiversity*

- conservation planning tools: Present status and challenges for the future. *Annual Review of Environment and Resources* 31:123-59.
- Saura, S. y J. Torné. 2009. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software* 24: 135-139.
- SINAP (Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 2019. Consultado en línea <https://www.gob.mx/conanp/acciones-y-programas/sistema-nacional-de-areas-protegidas-sinap> el 20 de octubre del 2019
- Stotz, D.F., J. W. Fitzpatrick, T.A. Parker III y D.K. Moskovits. 1996. *Neotropical Birds Ecology and Conservation*. The University of Chicago Press. Ltd. London.
- Toribio, M. y A.T. Peterson. 2008. Prioritization of Mexican lowland rain forests for conservation using modelled geographic distributions of birds. *Journal of Nature Conservation* 16: 109-116.
- Udvardy, M.D.F. 1975. A classification of the biogeographical provinces of the world. *International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (UICN)*. 18. Morges, Switzerland
- Vázquez-Cuevas, G. M. e I. E. Roldán-Aragón. 2010. Evaluación de los cambios de cobertura del suelo en la reserva de la biosfera Barranca de Metztitlán, Hidalgo México (1973-1976). *Papeles de Geografía*. 51-52: 307-316.
- Verissimo D, MacMillan DC, Smith RJ: Toward a systematic approach for identifying conservation flagships. *Conservation Letters* 2011, 4(1), 1-8. Blackwell Publishing Inc

- Valenzuela-Galván, D. y L. B. Vázquez. 2008. Prioritizing areas for conservation of Mexican carnivores considering natural protected areas and human population density. *Animal Conservation*. 11: 215-233.
- Vane-Wright R. I., Humphries C. J., Williams P. H. 1991. What to protect? Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation*. 55 (3): 235–254.
- Verissimo D, D.C. MacMillan, R.J. Smith. 2011. Toward a systematic approach for identifying conservation flagships. *Conservation Letters* 4(1), 1-8.
- Villavicencio-García, R., R. Ávila-Coria, S. Guerrero Vázquez, A. L. Santiago-Pérez y E. Treviño-Garza. 2017. Conectividad del hábitat forestal de las áreas protegidas para el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en el estado de Jalisco, México. *Areas Naturales Protegidas Scripta*, 3 (2): 9-31.
- Williams, P. H. y K. J. Gaston. 1994. Measuring more of biodiversity: can higher- taxon richness predict wholesale species richness? *Biological Conservation* 67: 211–217.
- Yañez-Arenas, C., E. Martínez-Meyer, S. Mandujano y O. Rojas-Soto. 2012. Modelling geographic patterns of population density of the white-tailed deer in central Mexico by implementing ecological niche theory. *Oikos*, 121(12), 2081-2089
- Verissimo D, MacMillan DC, Smith RJ: Toward a systematic approach for identifying conservation flagships. *Conservation Letters* 2011, 4(1), 1-8. Blackwell Publishing Inc
- Villavicencio-García, R., R. Ávila-Coria, S. Guerrero Vázquez, A. L. Santiago-Pérez y E. Treviño-Garza. 2017. Conectividad del hábitat forestal de las áreas protegidas para el venado cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en el estado de Jalisco, México.

Yañez-Arenas, C., E. Martínez-Meyer, S. Mandujano y O. Rojas-Soto. 2012. Modelling geographic patterns of population density of the white-tailed deer in central Mexico by implementing ecological niche theory. *Oikos*, 121(12), 2081-2089

Anexo 1.- Listado de especies seleccionadas : Estatus de residencia: ES ; categoría de riesgo acorde a la NOM-059-SEMARNAT-2010; sujeta a protección especial (PR), amenazada (A), peligro de extinción (P); Prioritaria de conservación (PC); endémica a México (END)

Especie	ES	NOM	PC	END	Especie	ES	NOM	PC	END
<i>Crypturellus occidentalis</i>	RE	PR	No	Si	<i>Buteogallus urubitinga</i>	RE	Pr	No	No
<i>Ortalis poliocephala</i>	RE	No	No	Si	<i>Buteogallus solitarius</i>	RE	P	No	No
<i>Ortalis wagleri</i>	RE	No	No	Si	<i>Parabuteo unicinctus</i>	RE	Pr	No	No
<i>Penelope purpurascens</i>	RE	A	No	No	<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	RE	Pr	No	No
<i>Dendrocygna macroura</i>	RE	A	No	Si	<i>Buteo lineatus</i>	MI	Pr	No	No
<i>Philortyx fasciatus</i>	RE	No	No	Si	<i>Buteo platypterus</i>	T/MI	Pr	No	No
<i>Colinus graysoni</i>	RE	No	No	Si	<i>Buteo albonotatus</i>	MI/RE	Pr	No	No
<i>Callipepla douglasii</i>	RE	No	No	Si	<i>Megascops seductus</i>	RE	A	No	Si
<i>Cyrtonyx montezumae</i>	RE	Pr	No	No	<i>Glaucidium palmarum</i>	RE	A	No	Si
<i>Dactylortyx thoracicus</i>	RE	Pr	No	No	<i>Strix occidentalis</i>	RE	A	No	No
<i>Patagioenas fasciata</i>	RE/MI	No	Si	No	<i>Asio stygius</i>	RE	A	No	No
<i>Zenaida asiatica</i>	RE/MI	No	Si	No	<i>Trogon citreolus</i>	RE	No	No	Si
<i>Zenaida macroura</i>	RE/MI	No	Si	No	<i>Euptilotis neoxenus</i>	RE	A	No	No
<i>Piaya mexicana</i>	RE	No	Si	Si	<i>Melanerpes chrysogenys</i>	RE	No	No	Si
<i>Nyctiphrynus mcleodii</i>	RE	Pr	Si	Si	<i>Colaptes auricularis</i>	RE	No	No	Si
<i>Cypseloides storeri</i>	RE	Pr	No	Si	<i>Campephilus guatemalensis</i>	RE	Pr	No	No
<i>Streptoprocne semicollaris</i>	RE	Pr	Si	Si	<i>Micrastur semitorquatus</i>	RE	Pr	No	No
<i>Panyptila sanctihieronymi</i>	RE	Pr	Si	No	<i>Falco peregrinus</i>	RE/MI	Pr	No	No
<i>Phaethornis griseoventer</i>	RE	No	No	Si	<i>Eupsittula canicularis</i>	RE	Pr	Si	No
<i>Lampornis amethystinus</i>	RE	No	No	Si	<i>Ara militaris</i>	RE	P	Si	No
<i>Tilmatura dupontii</i>	RE	A	No	No	<i>Rhynchopsitta pachyrhyncha</i>	MI/MV	P	Si	Si
<i>Atthis heloisa</i>	RE	No	No	Si	<i>Forpus cyanopygius</i>	RE	Pr	Si	Si
<i>Chlorostilbon auriceps</i>	RE	No	No	Si	<i>Amazona albifrons</i>	RE	Pr	Si	No
<i>Cyananthus doubledayi</i>	RE	No	No	Si	<i>Amazona finschi</i>	RE	P	Si	Si
<i>Thalurania ridgwayi</i>	RE	A	No	Si	<i>Amazona oratrix</i>	RE	P	Si	No
<i>Amazilia beryllina</i>	RE	No	No	Si	<i>Grallaria ochraceiventris</i>	RE	P	No	Si
<i>Chondrohierax uncinatus</i>	RE	Pr	No	No	<i>Lepidocolaptes leucogaster</i>	RE	No	No	Si
<i>Aquila chrysaetos</i>	MI/RE	A	Si	No	<i>Tityra griseiceps</i>	RE	No	No	Si
<i>Spizaetus ornatus</i>	RE	P	Si	No	<i>Pachyrhamphus uropygialis</i>	RE	Pr	No	Si
<i>Harpagus bidentatus</i>	RE	Pr	No	No	<i>Attila pacificus</i>	RE	No	No	Si
<i>Accipiter striatus</i>	RE/MI	Pr	No	No	<i>Xenotriccus mexicanus</i>	RE	Pr	No	Si
<i>Accipiter cooperii</i>	RE/MI	Pr	No	No	<i>Deltarhynchus flammulatus</i>	RE	Pr	No	Si
<i>Busarellus nigricollis</i>	RE	Pr	No	No	<i>Vireo hypochryseus</i>	RE	No	No	Si
<i>Geranospiza caerulescens</i>	RE	A	No	No	<i>Vireo brevipennis</i>	RE	A	No	Si
<i>Rostrhamus sociabilis</i>	RE	Pr	No	No	<i>Vireo atricapilla</i>	MI	P	No	No
<i>Buteogallus anthracinus</i>	RE/MV	Pr	No	No					

Especie	ES	NOM	PC	END	Especie	ES	NOM	PC	END
<i>Vireo nelsoni</i>	RE	Pr	No	Si	<i>Atlapetes pileatus</i>	RE	No	No	Si
<i>Vireo paluster</i>	RE	Pr	No	Si	<i>Pipilo nigrescens</i>	RE	No	No	Si
<i>Calocitta colliei</i>	RE	No	No	Si	<i>Melozone kieneri</i>	RE	No	No	Si
<i>Cyanocorax speciosa</i>	RE	No	No	Si	<i>Peucaea humeralis</i>	RE	No	No	Si
<i>Cyanocorax sanblasianus</i>	RE	No	No	Si	<i>Peucaea acuminata</i>	RE	No	No	Si
<i>Cyanocorax beecheii</i>	RE	P	Si	Si	<i>Oriturus superciliosus</i>	RE	No	No	Si
<i>Aphelocoma ultramarina</i>	RE	No	Si	Si	<i>Icterus abeillei</i>	RE/MI	No	No	Si
<i>Corvus sinaloae</i>	RE	No	No	Si	<i>Leiothlypis crissalis</i>	MI	Pr	No	No
<i>Progne sinaloae</i>	MV	Pr	No	No	<i>Geothlypis tolmiei</i>	MI	A	No	No
<i>Campylorhynchus humilis</i>	RE	No	No	Si	<i>Geothlypis modesta</i>	RE	No	No	Si
<i>Campylorhynchus megalopterus</i>	RE	No	No	Si	<i>Geothlypis chapalensis</i>	RE	No	No	Si
<i>Campylorhynchus gularis</i>	RE	No	No	Si	<i>Geothlypis melanops</i>	RE	No	No	Si
<i>Pheugopedius felix</i>	RE	No	No	Si	<i>Basileuterus rufifrons</i>	RE	No	No	Si
<i>Thryophilus sinaloa</i>	RE	No	No	Si	<i>Cardellina rubra</i>	RE	No	No	Si
<i>Uropsila pacifica</i>	RE	No	No	Si	<i>Piranga bidentata</i>	RE	No	No	Si
<i>Polioptila nigriceps</i>	RE	No	No	Si	<i>Piranga erythrocephala</i>	RE	No	No	Si
<i>Myadestes occidentalis</i>	RE	Pr	No	No	<i>Habia affinis</i>	RE	No	No	Si
<i>Catharus occidentalis</i>	RE	No	No	Si	<i>Rhodinocichla schistacea</i>	RE	No	No	Si
<i>Catharus frantzii</i>	RE	A	No	Si	<i>Pheucticus chrysopheplus</i>	RE	No	No	Si
<i>Turdus assimilis</i>	RE	No	No	Si	<i>Granatellus venustus</i>	RE	No	No	Si
<i>Turdus rufopalliatus</i>	RE	No	No	Si	<i>Cyanocompsa indigotica</i>	RE	No	No	Si
<i>Ridgwayia pinicola</i>	RE	Pr	No	Si	<i>Passerina leclancherii</i>	RE	No	No	Si
<i>Melanotis caerulescens</i>	RE	No	No	Si	<i>Passerina ciris</i>	MI	Pr	No	No
<i>Euphonia godmani</i>	RE	No	No	Si	<i>Sporophila torqueola</i>	RE	No	No	Si
<i>Arremon virenticeps</i>	RE	No	No	Si	<i>Saltator vigorsii</i>	RE	No	No	Si
<i>Arremonops sumichrasti</i>	RE	No	No	Si					

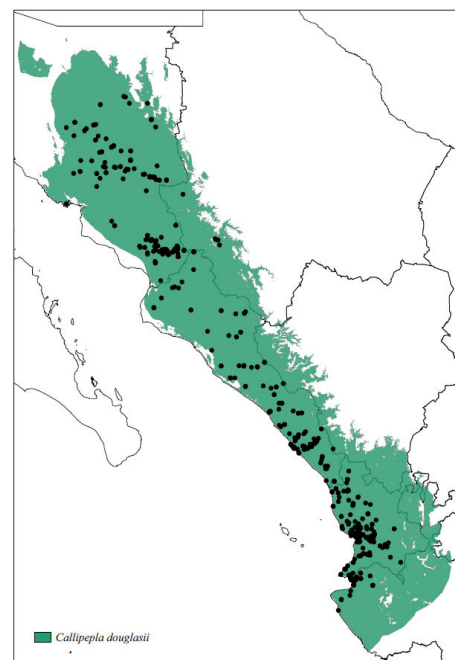
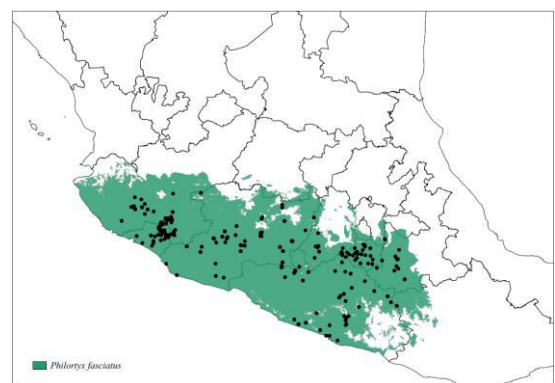
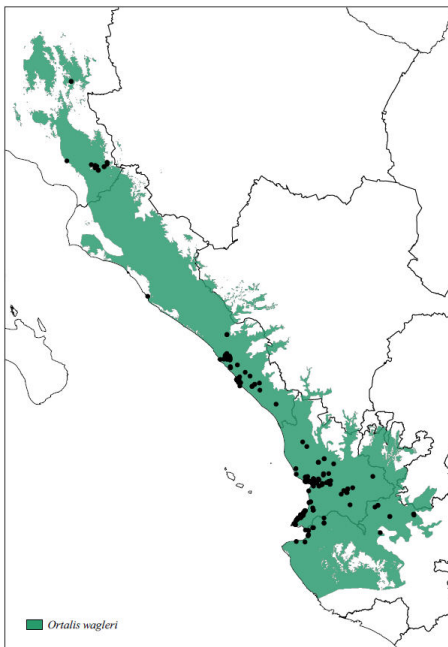
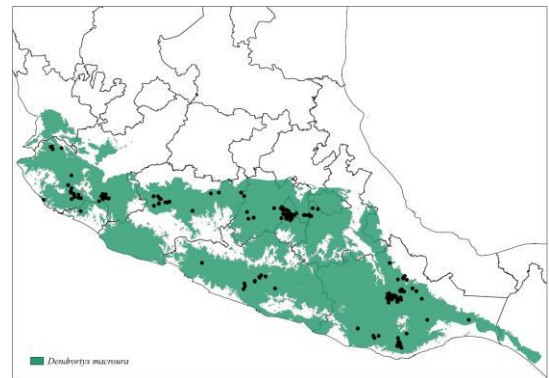
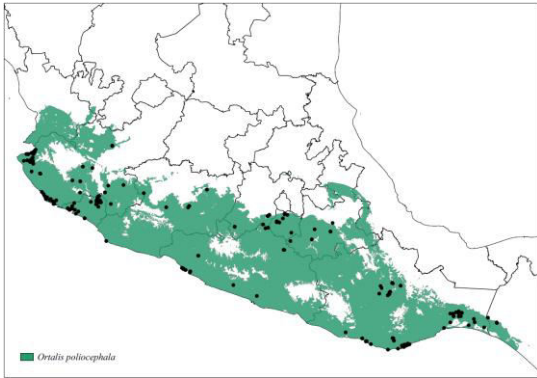
Anexo 2.- Porcentaje del área de distribución potencial de las especies en el área de estudio al interior de las áreas naturales protegidas existentes en la actualidad.

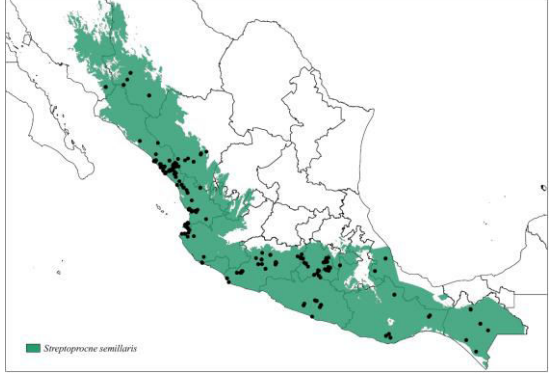
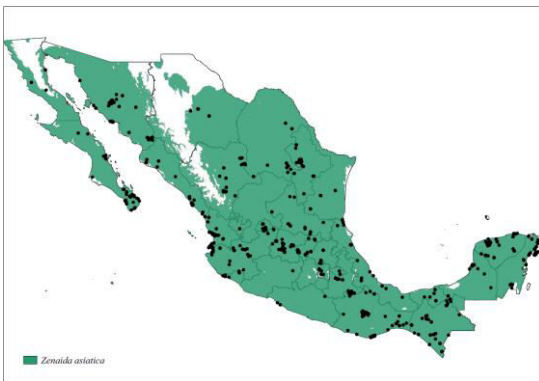
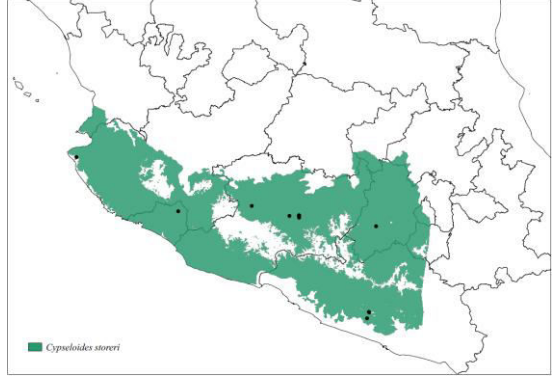
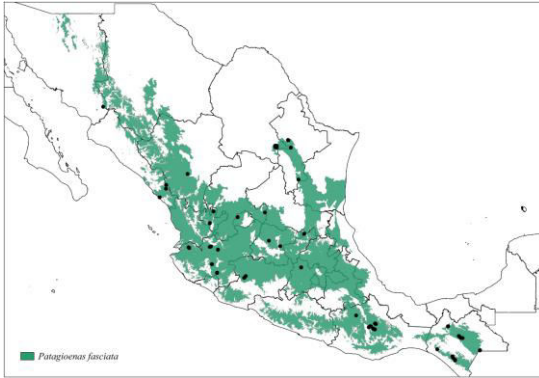
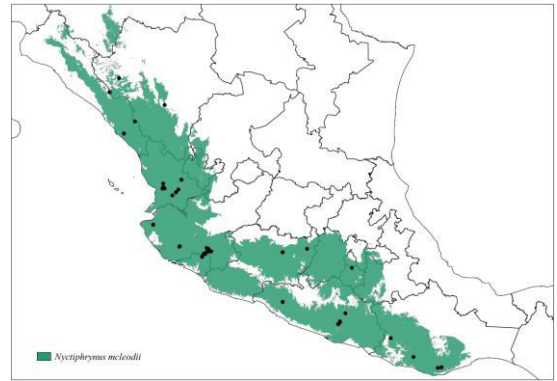
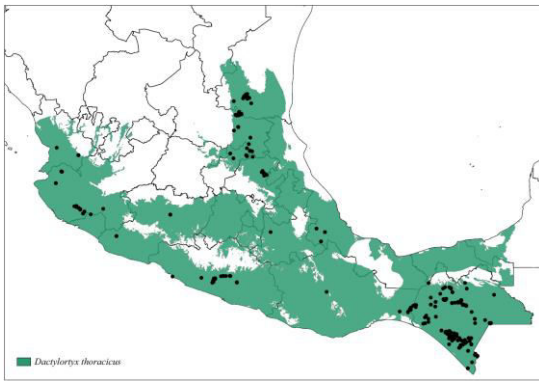
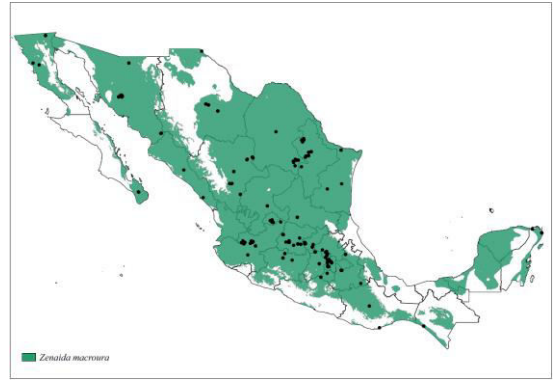
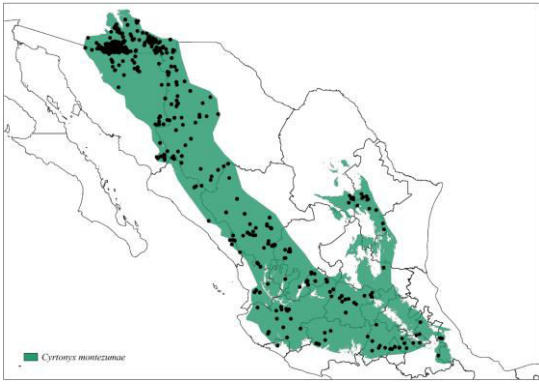
Especie	% ANP	Especie	% ANP
<i>Crypturellus occidentalis</i>	5.82	<i>Geranoaetus albicaudatus</i>	10.20
<i>Ortalis poliocephala</i>	8.63	<i>Buteo lineatus</i>	15.85
<i>Ortalis wagleri</i>	13.48	<i>Buteo platypterus</i>	14.27
<i>Penelope purpurascens</i>	11.33	<i>Buteo albonotatus</i>	10.43
<i>Dendrortyx macroura</i>	8.94	<i>Megascops seductus</i>	7.92
<i>Philortyx fasciatus</i>	5.97	<i>Glaucidium palmarum</i>	3.84
<i>Colinusgraysoni</i>	8.95	<i>Strix occidentalis</i>	17.00
<i>Callipepla douglasii</i>	8.30	<i>Asio stygius</i>	12.90
<i>Cyrtonyx montezumae</i>	11.10	<i>Trogon citreolus</i>	7.41
<i>Dactylortyx thoracicus</i>	9.78	<i>Euptilotis neoxenus</i>	13.65
<i>Patagioenas fasciata</i>	11.82	<i>Melanerpes chrysogenys</i>	9.59
<i>Zenaida asiatica</i>	10.16	<i>Colaptes auricularis</i>	11.82
<i>Zenaida macroura</i>	10.74	<i>Campephilus guatemalensis</i>	7.22
<i>Piaya mexicana</i>	10.53	<i>Micrastur semitorquatus</i>	9.42
<i>Nyctiphrynus mcleodii</i>	10.40	<i>Falco peregrinus</i>	2.35
<i>Cypseloides storeri</i>	12.42	<i>Eupsittula canicularis</i>	10.50
<i>Streptoprocne semicollaris</i>	10.64	<i>Ara militaris</i>	11.81
<i>Panyptila sanctihieronymi</i>	12.11	<i>Rhynchopsitta pachyrhyncha</i>	11.17
<i>Phaethornis griseoventer</i>	8.72	<i>Forpus cyanopygius</i>	12.11
<i>Lampornis amethystinus</i>	8.92	<i>Amazona albifrons</i>	2.24
<i>Tilmatura dupontii</i>	10.77	<i>Amazona finschi</i>	9.66
<i>Atthis heloisa</i>	10.52	<i>Amazona oratrix</i>	3.76
<i>Chlorostilbon auriceps</i>	11.90	<i>Grallaria ochraceiventris</i>	9.71
<i>Cyananthus doubledayi</i>	0.00	<i>Lepidocolaptes leucogaster</i>	10.67
<i>Thalurania ridgwayi</i>	7.99	<i>Tityra griseiceps</i>	6.16
<i>Amazilia beryllina</i>	10.37	<i>Pachyramphus uropygialis</i>	11.88
<i>Chondrohierax uncinatus</i>	10.63	<i>Attila pacificus</i>	11.98
<i>Aquila chrysaetos</i>	14.74	<i>Xenotricus mexicanus</i>	4.98
<i>Spizaetus ornatus</i>	9.45	<i>Deltarhynchus flammulatus</i>	6.18
<i>Harpagus bidentatus</i>	7.02	<i>Vireo hypochryseus</i>	10.63
<i>Accipiter striatus</i>	10.47	<i>Vireo brevipennis</i>	13.52
<i>Accipiter cooperii</i>	10.34	<i>Vireo atricapilla</i>	10.61
<i>Busarellus nigricollis</i>	4.05	<i>Vireo nelsoni</i>	10.71
<i>Geranospiza caerulescens</i>	6.59	<i>Vireo paluster</i>	2.74
<i>Rostrhamus sociabilis</i>	3.05	<i>Calocitta colliei</i>	10.44
<i>Buteogallus anthracinus</i>	10.61	<i>Cyanocorax speciosa</i>	8.06
<i>Buteogallus urubitinga</i>	9.27	<i>Cyanocorax sanblasianus</i>	11.74
<i>Buteogallus solitarius</i>	14.72	<i>Cyanocorax beecheii</i>	5.42
<i>Parabuteo unicinctus</i>	10.34	<i>Aphelocoma ultramarina</i>	16.08

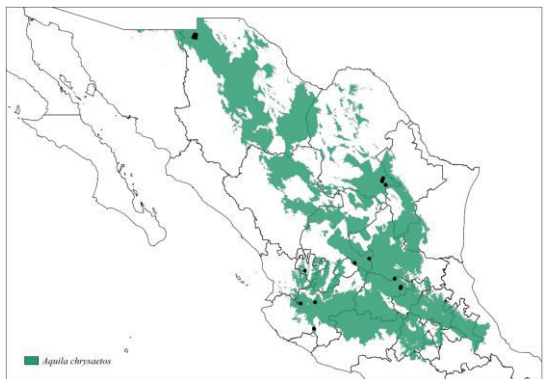
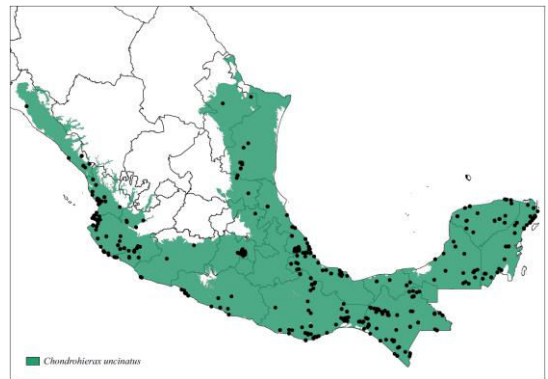
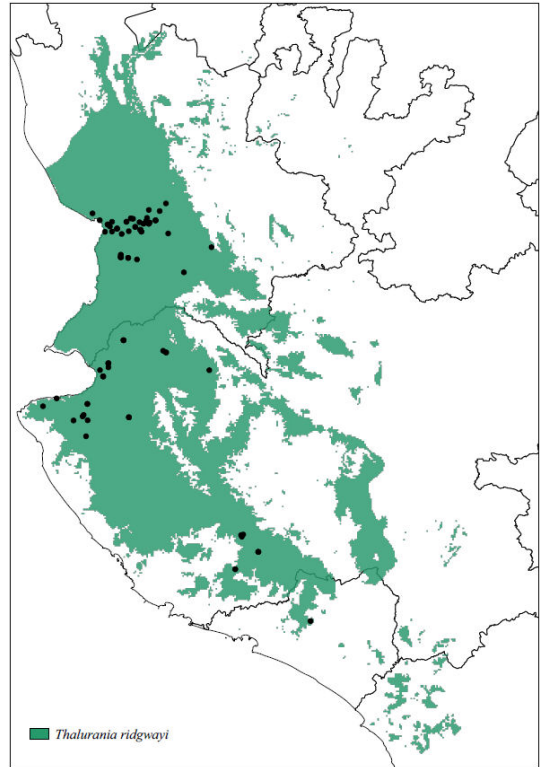
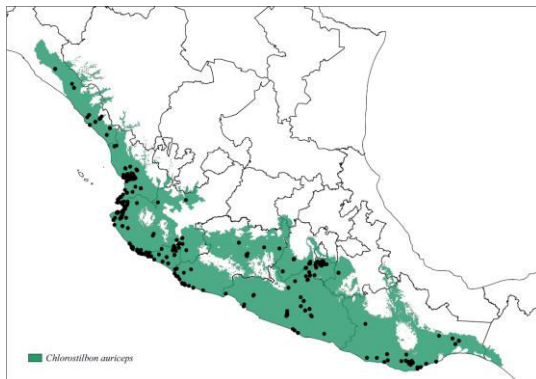
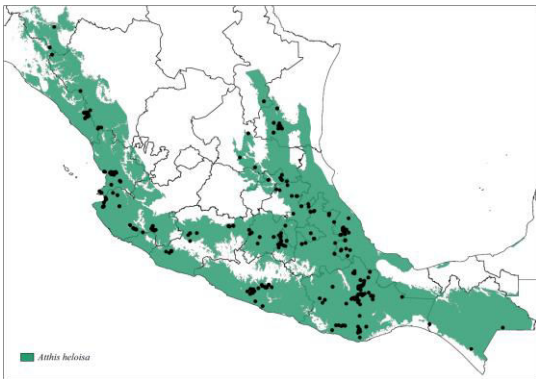
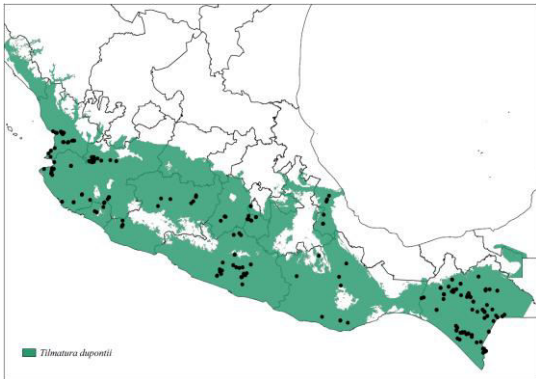
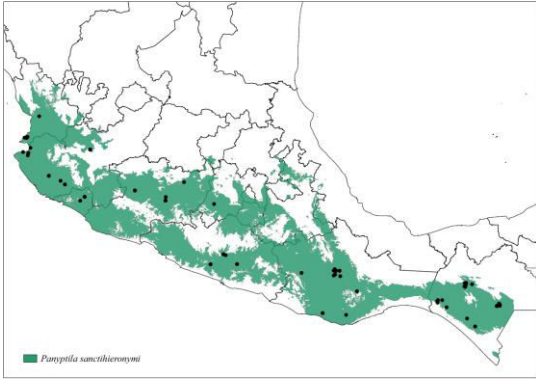
Especie	% ANP	Especie	% ANP
<i>Corvus sinaloae</i>	9.08	<i>Peucaea humeralis</i>	9.52
<i>Progne sinaloae</i>	13.39	<i>Peucaea acuminata</i>	10.60
<i>Campylorhynchus humilis</i>	0.04	<i>Oriturus superciliosus</i>	10.28
<i>Campylorhynchus megalopterus</i>	7.69	<i>Icterus abeillei</i>	14.52
<i>Campylorhynchus gularis</i>	10.34	<i>Leiothlypis crissalis</i>	12.20
<i>Pheugopedius felix</i>	10.63	<i>Geothlypis tolmiei</i>	10.65
<i>Thryophilus sinaloa</i>	10.63	<i>Geothlypis modesta</i>	8.76
<i>Uropsila pacifica</i>	0.40	<i>Geothlypis chapalensis</i>	7.38
<i>Polioptila nigriceps</i>	10.44	<i>Geothlypis melanops</i>	6.21
<i>Myadestes occidentalis</i>	10.75	<i>Basileuterus rufifrons</i>	10.32
<i>Catharus occidentalis</i>	10.38	<i>Cardellina rubra</i>	14.50
<i>Catharus frantzii</i>	10.29	<i>Piranga bidentata</i>	10.10
<i>Turdus assimilis</i>	10.34	<i>Piranga erythrocephala</i>	11.02
<i>Turdus rufopalliatus</i>	10.34	<i>Habia affinis</i>	12.75
<i>Ridgwayia pinicola</i>	12.62	<i>Rhodinocichla schistacea</i>	5.81
<i>Melanotis caerulescens</i>	10.34	<i>Pheucticus chrysopleus</i>	9.35
<i>Euphonia godmani</i>	14.31	<i>Granatellus venustus</i>	10.30
<i>Arremon virenticeps</i>	14.94	<i>Cyanocompsa indigotica</i>	10.46
<i>Arremonops sumichrasti</i>	7.17	<i>Passerina leclancherii</i>	4.02
<i>Atlapetes pileatus</i>	11.98	<i>Passerina ciris</i>	10.42
<i>Pipilo nigrescens</i>	17.98	<i>Sporophila torqueola</i>	8.91
<i>Melozone kieneri</i>	10.34	<i>Saltator vigorsii</i>	9.10

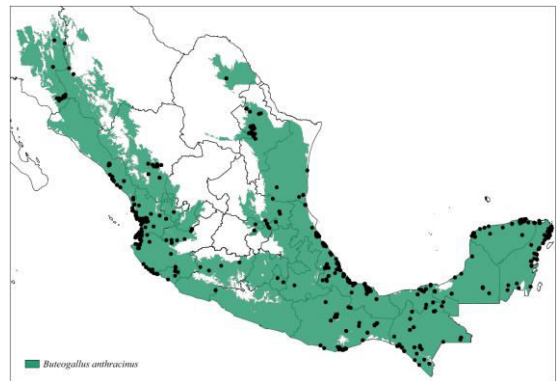
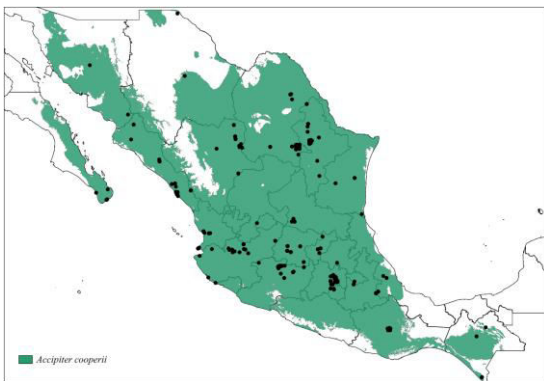
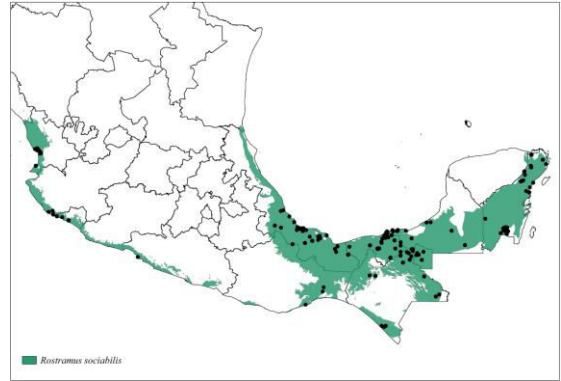
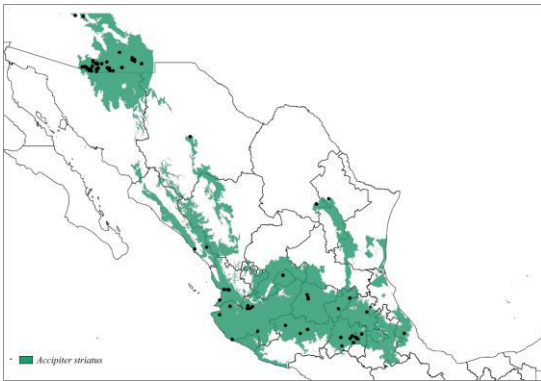
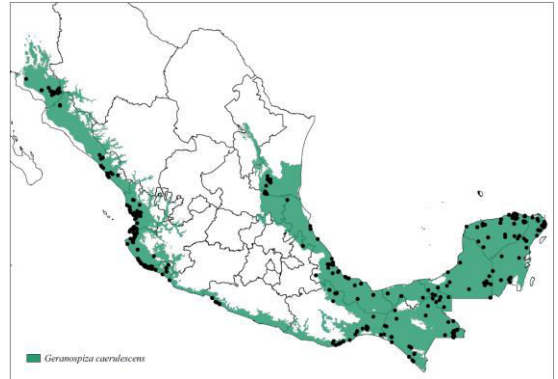
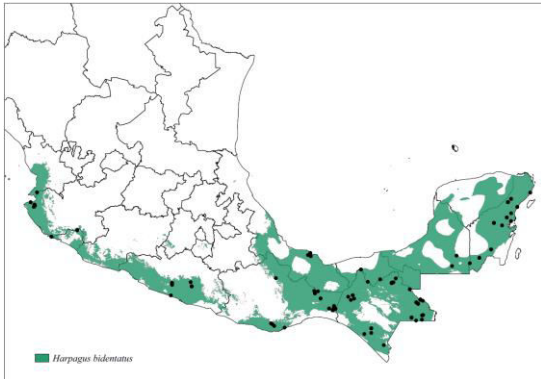
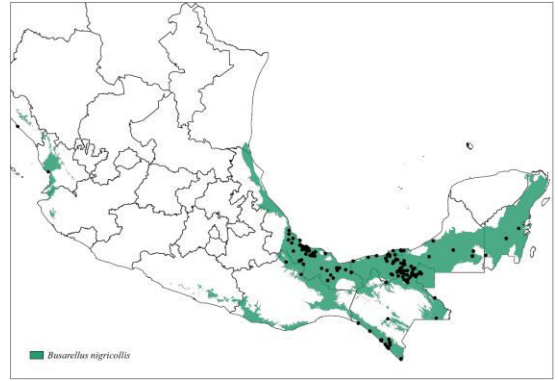
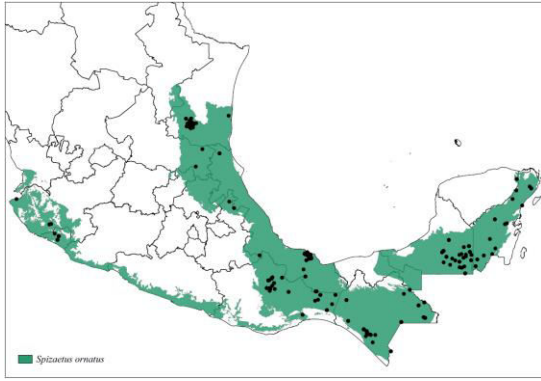
APENDICE III.1
Complemento de apéndice II.1
Modelos de Distribución de Especies
(MDE)

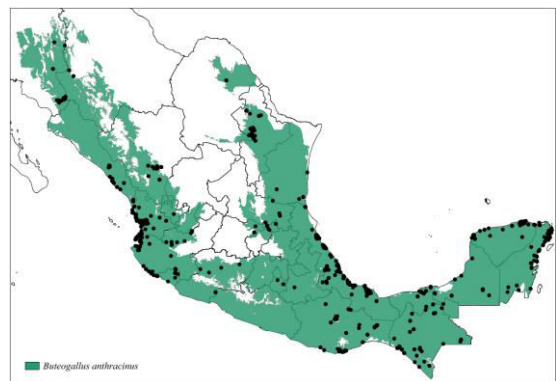
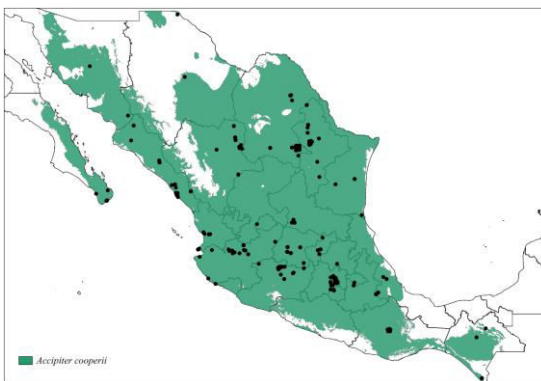
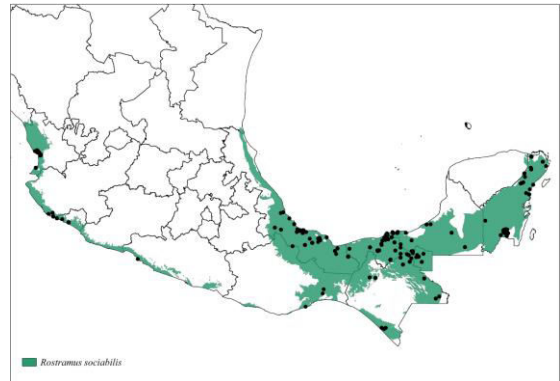
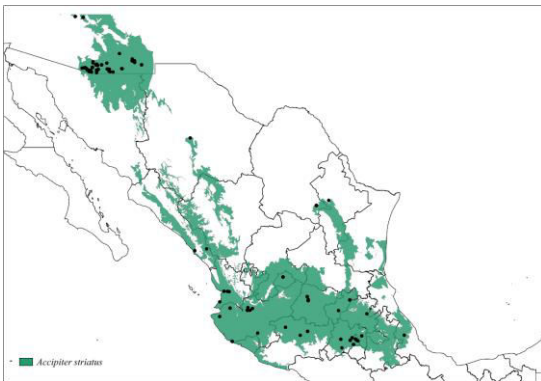
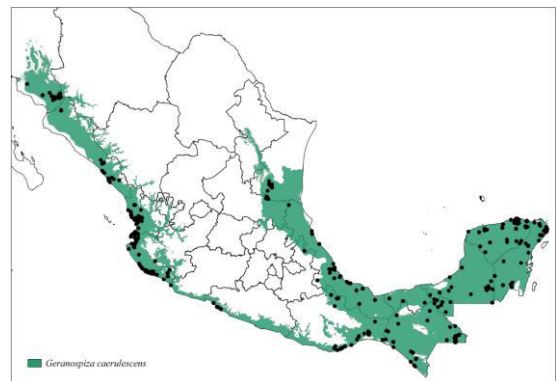
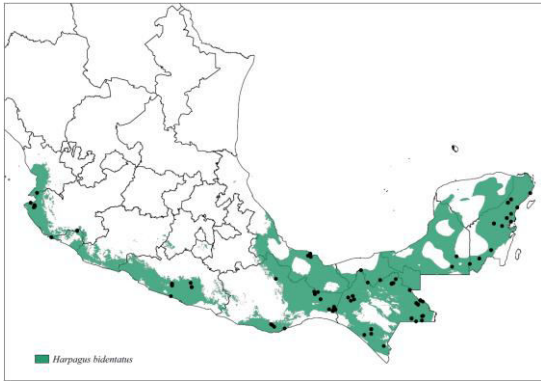
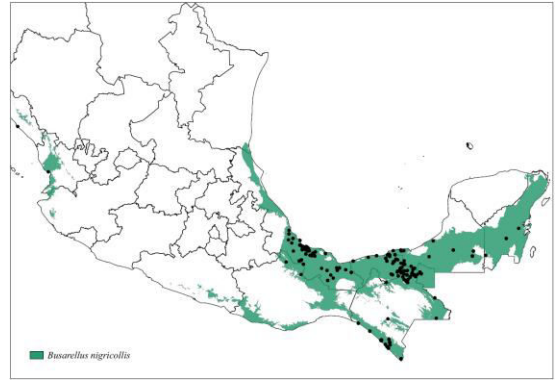
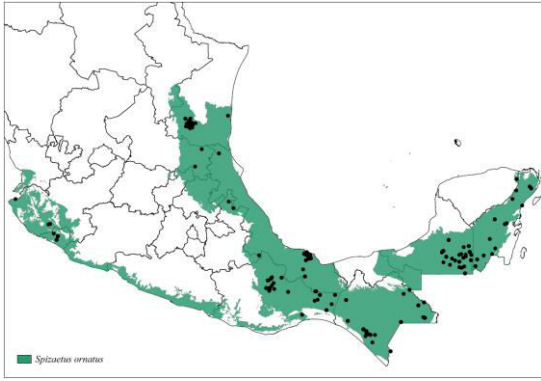
Apéndice III.1.- Se presentan los Modelos de Distribución de Especies (MDE) complementarios para las restantes 83 especies no consideradas en el apéndice II.1

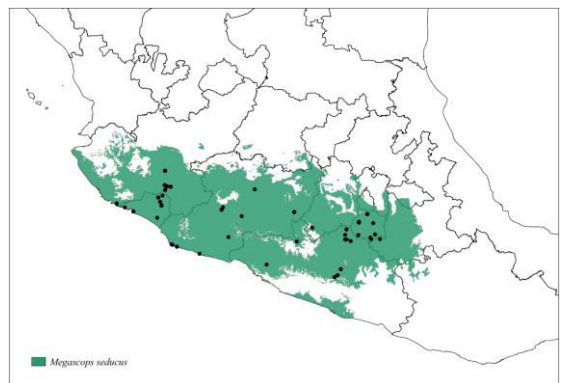
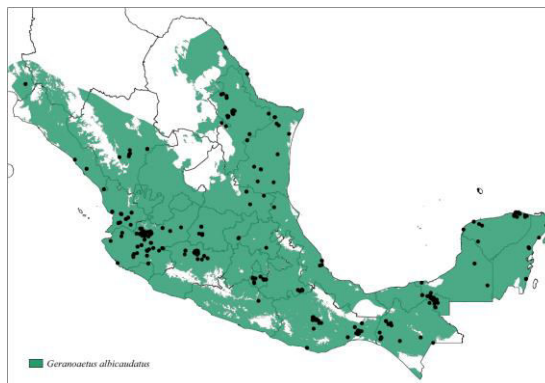
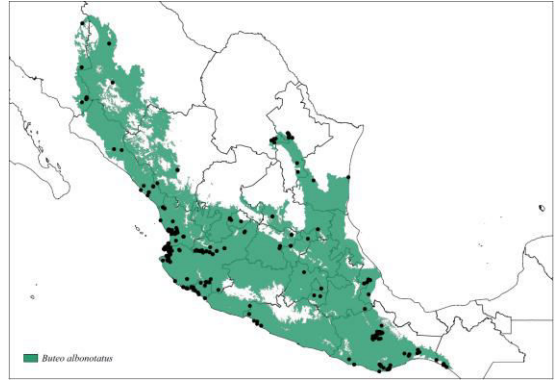
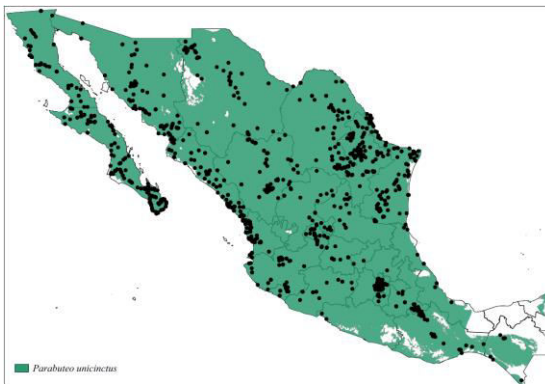
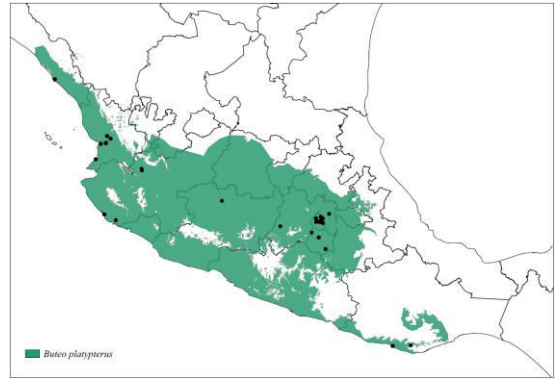
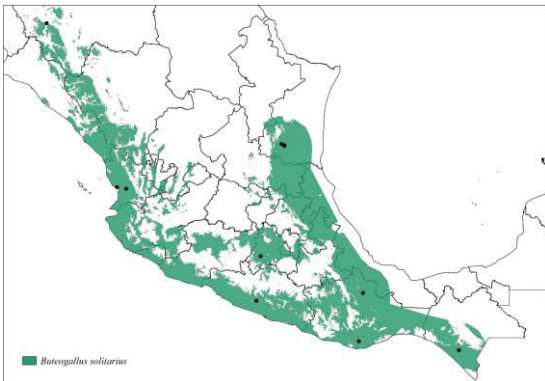
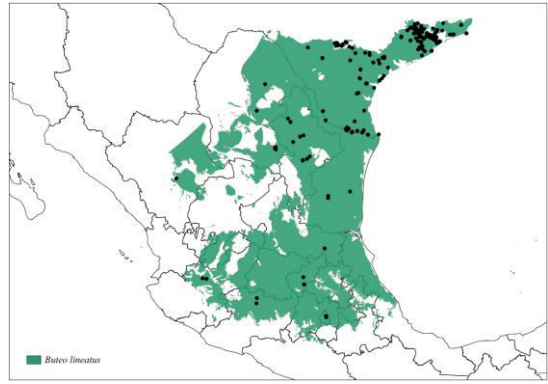
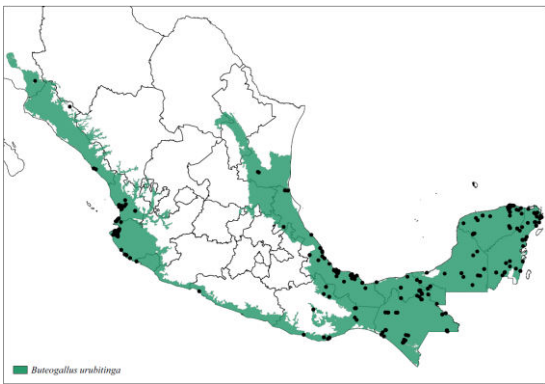


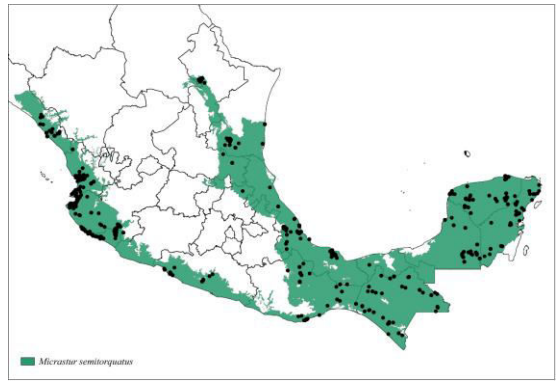
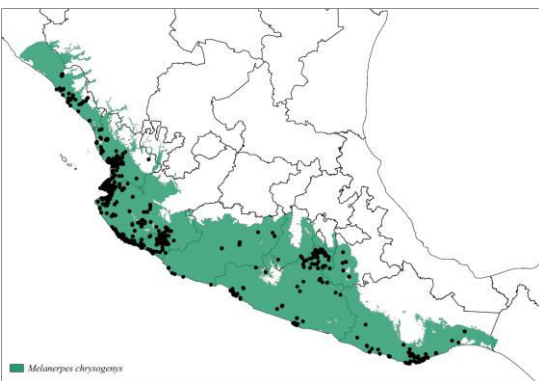
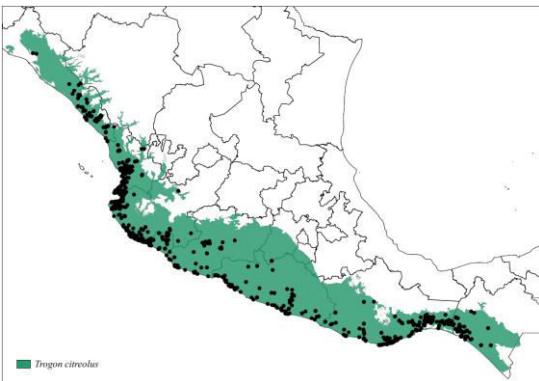
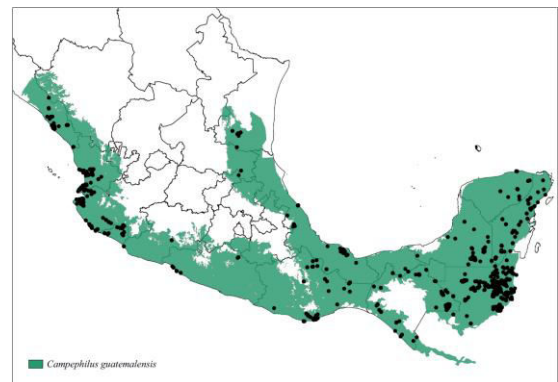
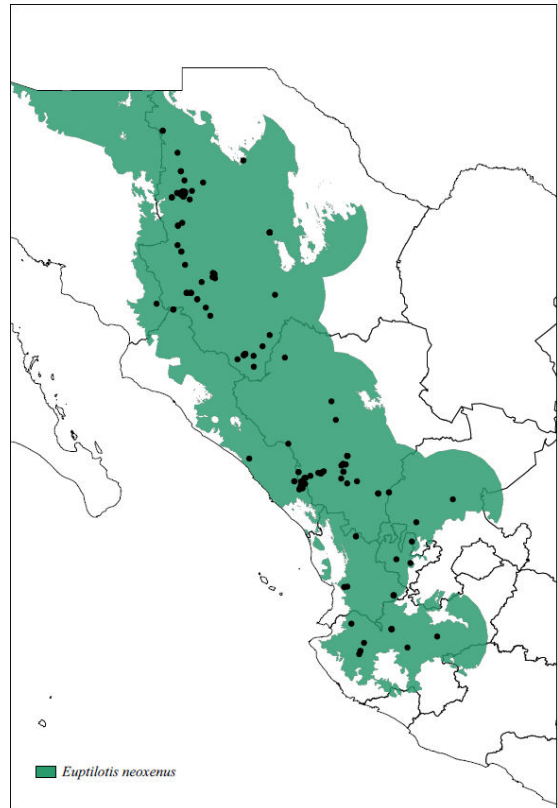
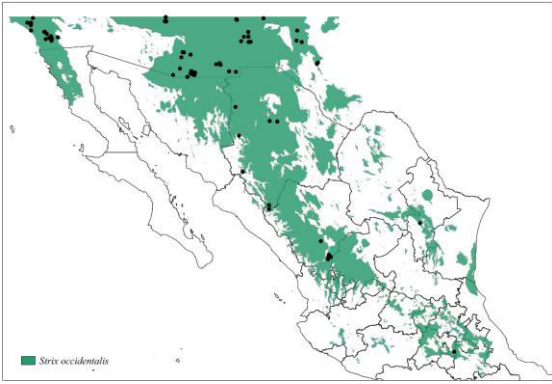


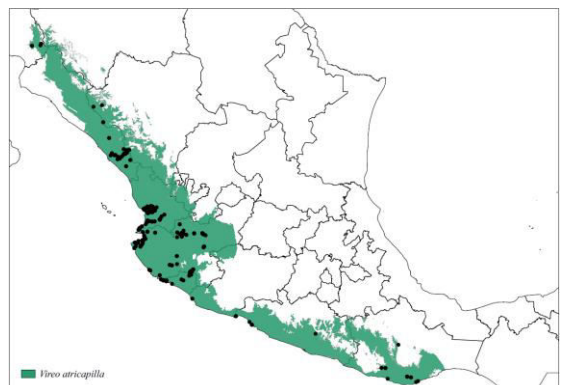
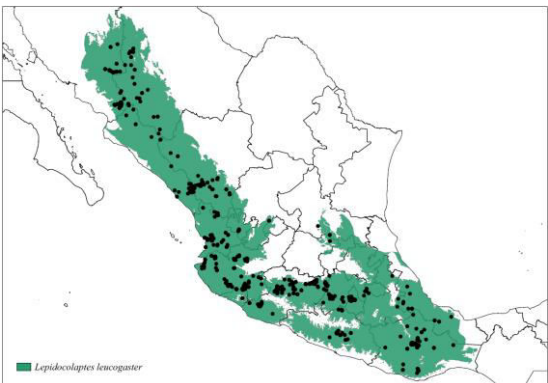
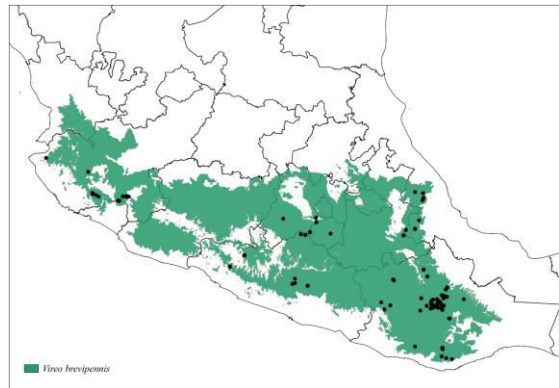
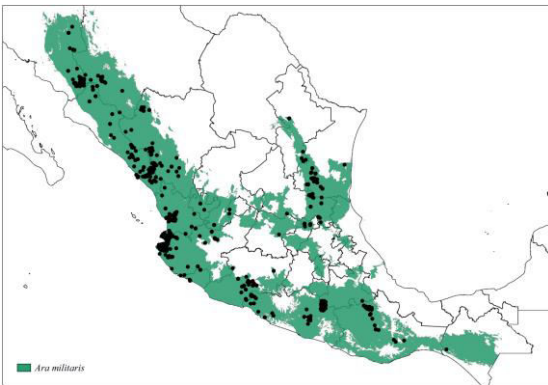
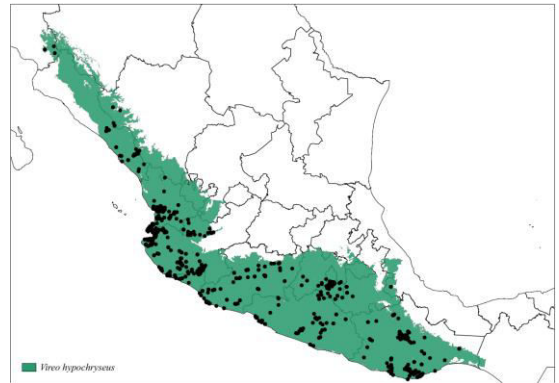
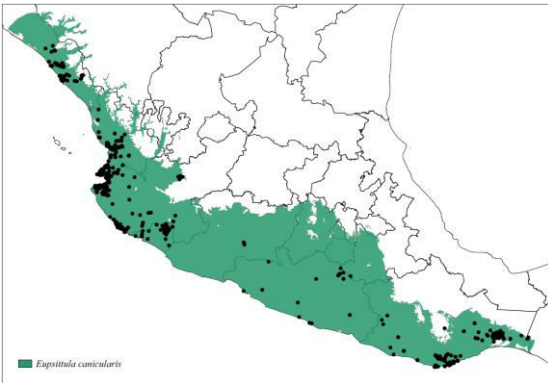
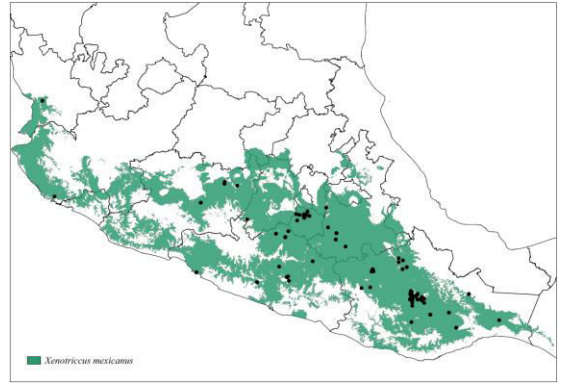
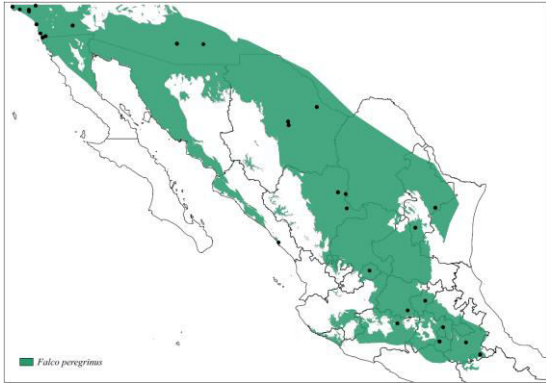


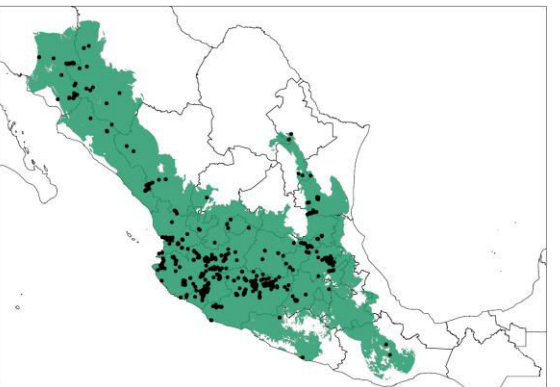
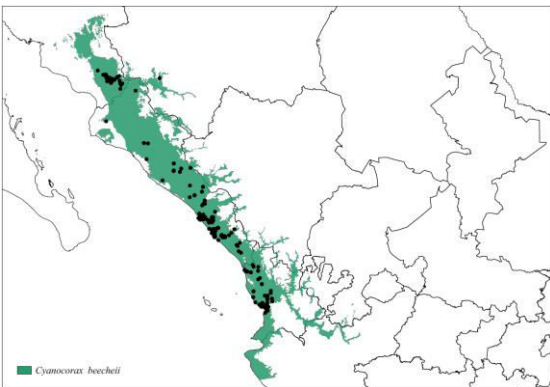
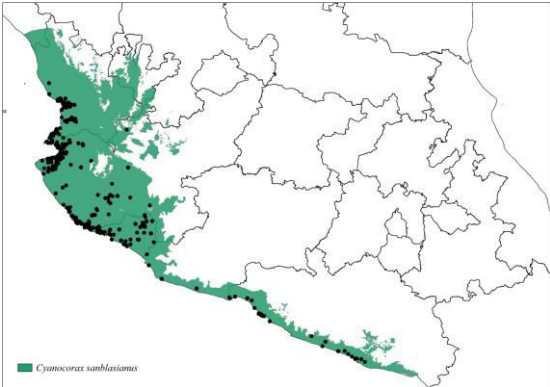
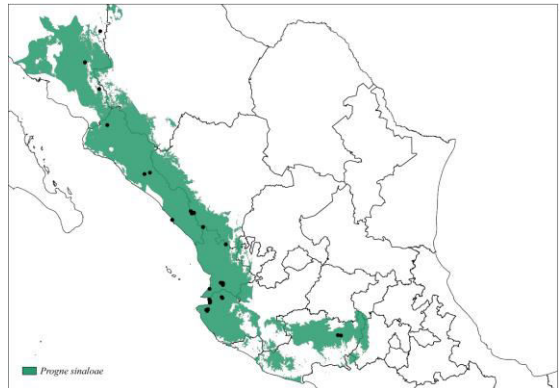
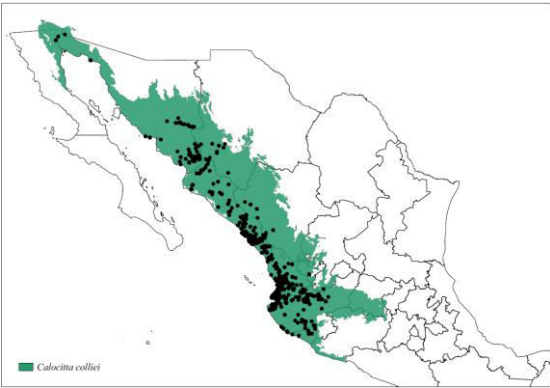
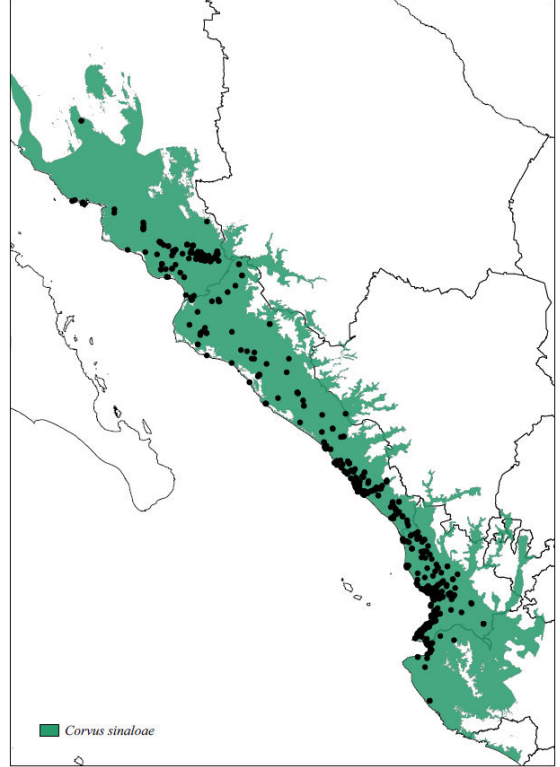
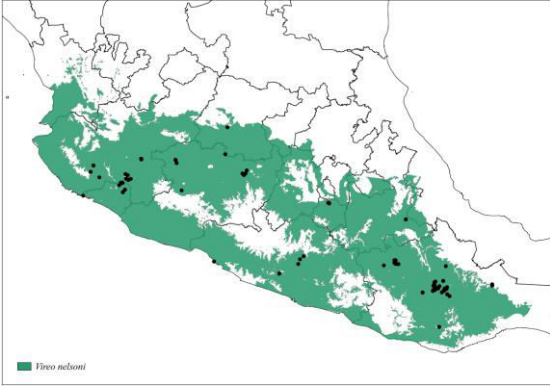


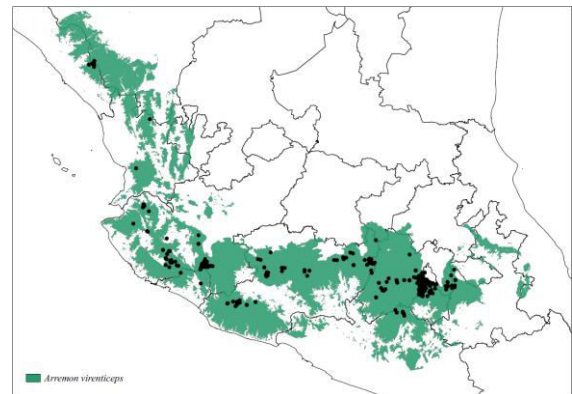
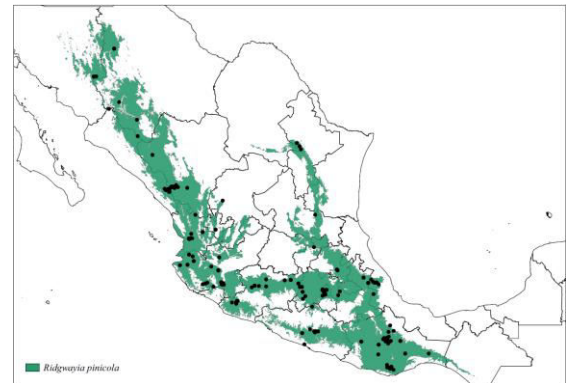
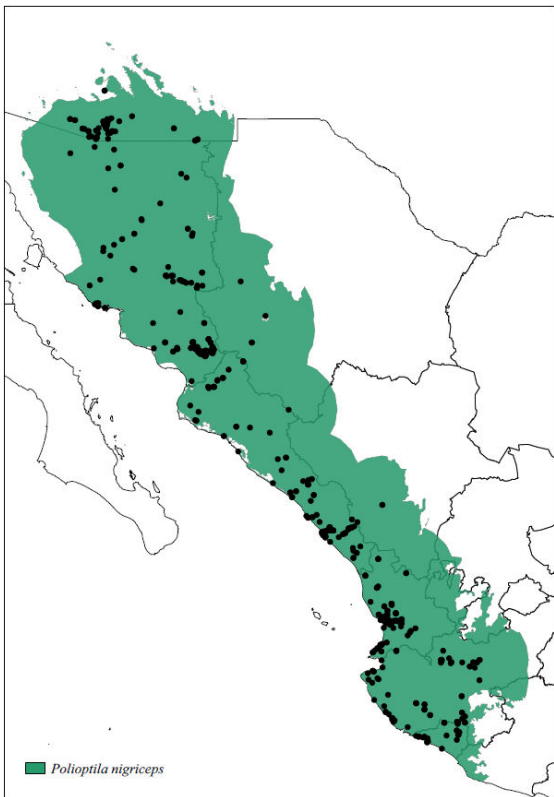
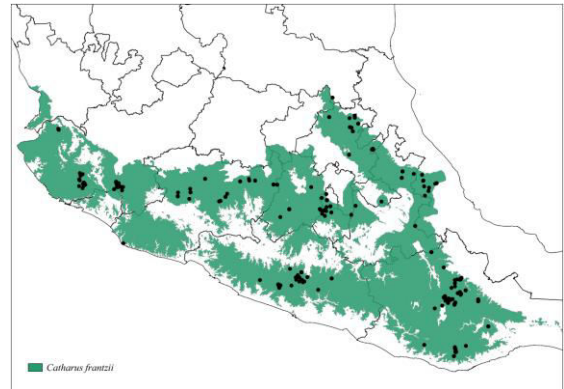
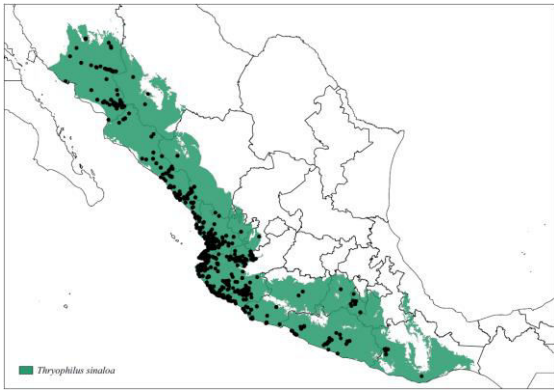
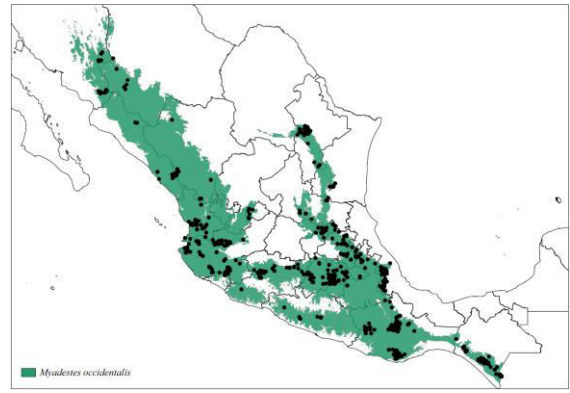
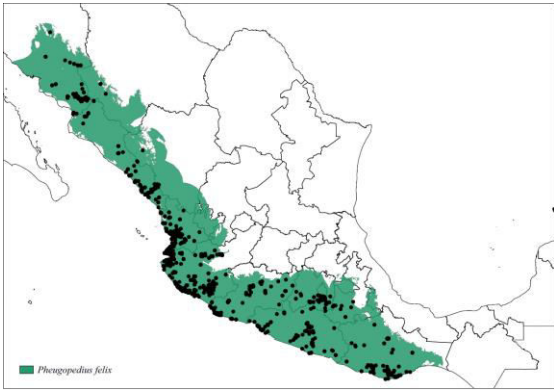


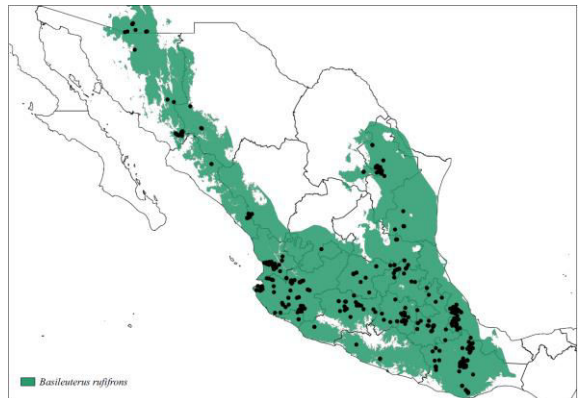
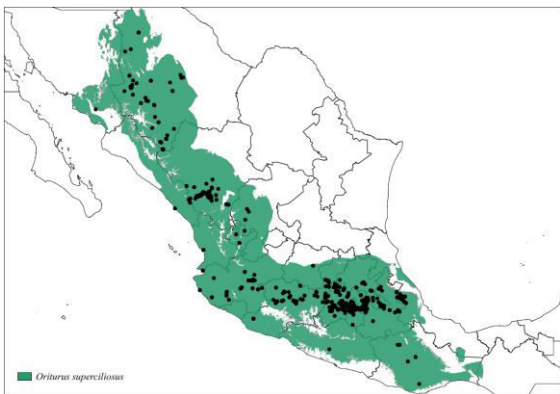
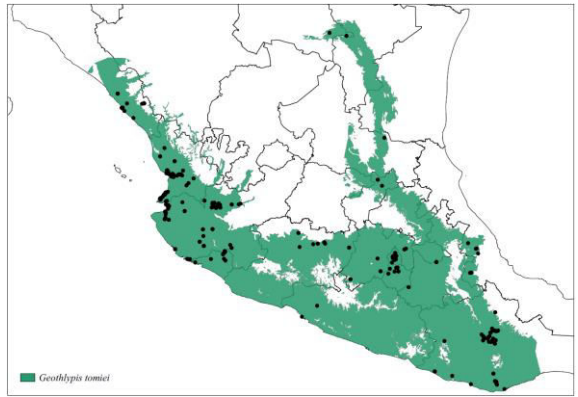
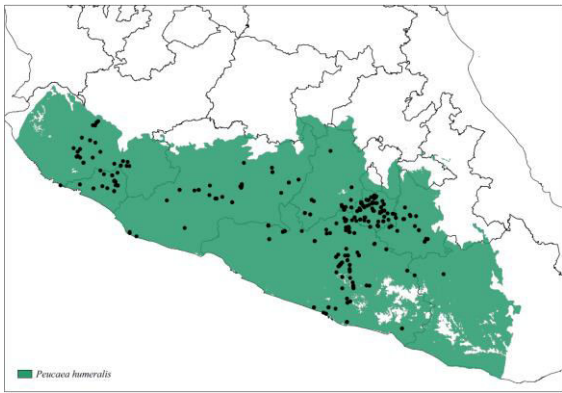
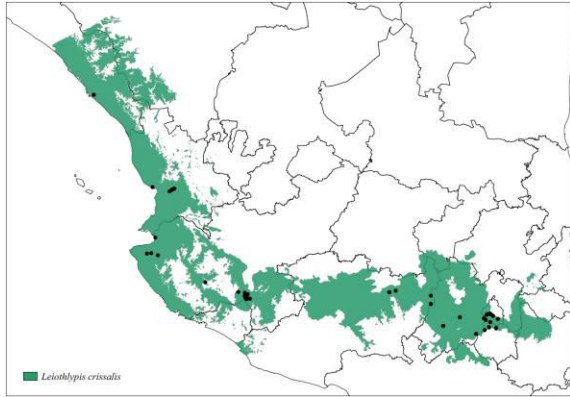
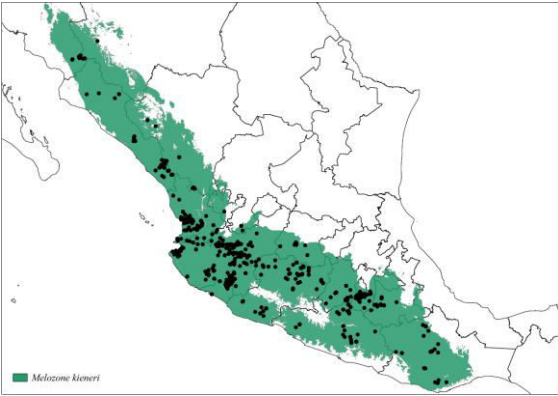
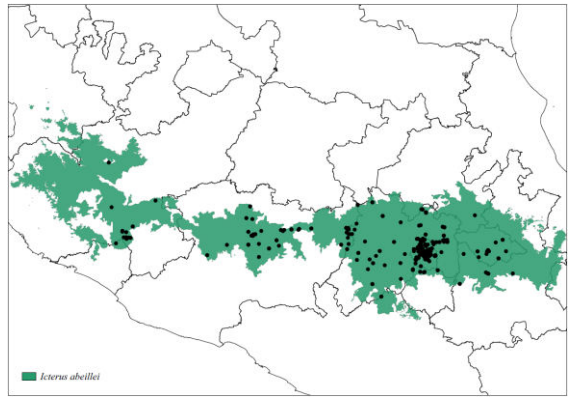
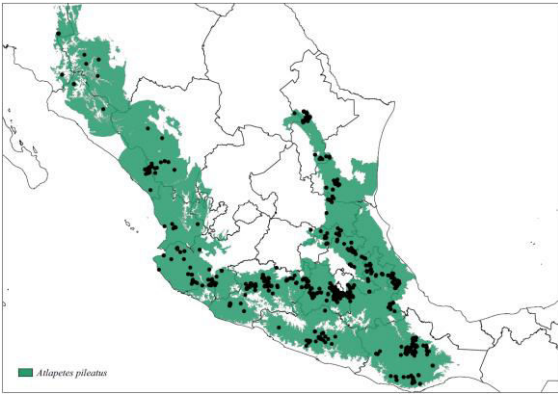


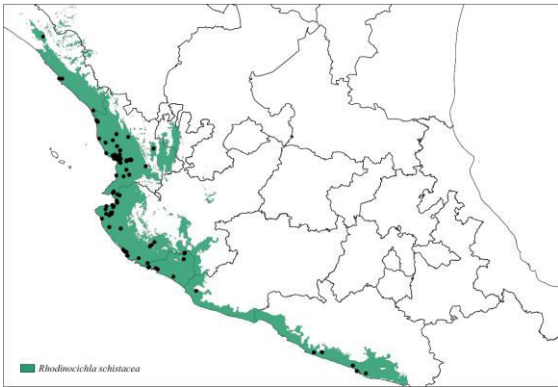
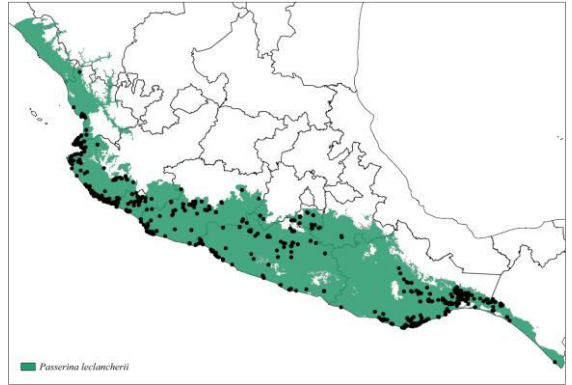












Capítulo IV

Conclusión

Conclusión

El presente estudio permitió la identificación de áreas de importancia para conservación de las aves determinadas como prioritarias para la región occidental de la Faja Volcánica Transmexicana. Asimismo, se plantea la necesidad de considerar el cambio en la perspectiva taxonómica utilizada para la determinación del estatus de las especies, debido a que al considerar la relación filogenética de las distintas poblaciones alopátricas se observa que incide directamente en el estado o categoría asignada actualmente a las especies.

Se definieron tres polígonos relevantes para la conservación y mantenimiento de las poblaciones de las especies y sus ecosistemas, los cuales fueron identificados a partir de un análisis de conectividad y complementariedad. Dichos polígonos están comprendidos por características paisajísticas y asociaciones vegetales distintas y que a su vez se interrelacionan con las ANP actualmente decretadas, por lo que se delimitan como prioritarios para su conservación al albergar en su interior las condiciones ecológicas necesarias para la presencia de las distintas especies de aves.

La Red de áreas Naturales Protegidas nacionales no cumple con lo necesario para asegurar el mantenimiento de las especies a largo plazo y de acuerdo al análisis de conectividad del paisaje, se observa que particularmente, la región norte occidental de la Faja Volcánica Transmexicana presenta una conectividad estructural muy baja, por lo que la representación de estas secciones en el SINAP o al menos la consideración para llevar a cabo estudios complementarios debería realizarse con extrema urgencia, a manera de evitar la constante expansión de los agroecosistemas y núcleos urbanos como principales desencadenantes de interrupción del hábitat. La protección de dichos polígonos puede evitar o disminuir la pérdida del hábitat para la fauna puesto que la modificación de los ecosistemas a partir de

actividades antropogénicas ha sido la principal causa de la desaparición de grandes hectáreas forestales en todo el mundo. Dichas modificaciones en la estructura del paisaje generan impactos negativos sobre las especies que lo habitan, por lo que es necesario promover programas para el manejo de los recursos naturales con la disminución del impacto negativo de la fragmentación como principal objetivo.

Con la finalidad de disminuir los impactos ambientales y proteger los recursos naturales, el gobierno mexicano ha implementado una serie de estrategias de conservación: ANP, RTP, RHP, RMP, AICAS y la delimitación de sitios RAMSAR son algunas de ellas. Sin embargo, como se mencionó en el presente documento, solo las ANP cuentan con marcos normativos establecidos, lo que da pauta a un manejo específico de dichas áreas a partir de la zonificación de aprovechamiento establecida en sus respectivos programas de manejo, lo que asegura que regiones particulares (eg. Las inmediaciones de las lagunas de Sayula y Atotonilco que actualmente han sido decretados como sitios RAMSAR) mantengan a largo plazo sus condiciones naturales. Con base en el análisis para la determinación de áreas con prioridad evidenció que al considerar a las especies bajo una perspectiva filogenética muchas de ellas no contaban con un porcentaje mínimo de su rango protegido por las ANP del área de estudio.

Debido a que entre los insumos clave para la definición de planes de manejo y conservación se encuentran las listas taxonómicas, utilizar este concepto, tanto para la asignación de las categorías de riesgo como para establecer acciones de conservación específicas podría incrementar la eficacia de las políticas públicas en materia ambiental, por lo que resulta pertinente utilizar el concepto filogenético de especie.

Respecto a los métodos utilizados para estimar el área de distribución de las especies, observamos que se destaca la relevancia de la adecuada selección entre distintas herramientas

ya que los diferentes métodos pueden enmascarar la fragilidad de los taxones; Por lo que, a partir de los resultados, se recomienda el uso de herramientas que consideren los parámetros ecológicos como los Modelos de Distribución de Especies (MDE) que, empleados de manera correcta disminuyen drásticamente los errores de comisión ajustándose en mejores términos a la realidad biológica de las especies.

Aunado a lo anterior se recomienda llevar a cabo, no solo estudios para priorizar las áreas de conservación a partir del análisis de los grupos taxonómicos o los ecosistemas y los procesos de fragmentación del hábitat, sino incluir un acervo respecto la determinación de los patrones tradicionales de uso y el valor socioeconómico de los recursos de los ecosistemas forestales en las zonas decretadas en el área de estudio para fortalecer las iniciativas de conservación con una visión socio ecosistémica.