



Efecto potencial del cambio climático sobre la distribución de plantas asociadas a bosques húmedos del oriente de Cuba

Potential effect of climate change on the distribution of plants associated to moist forest of eastern Cuba

Ilsa M. Fuentes Marrero*, Lisbet González-Oliva, Isora Baró Oviedo, María T. González Echevarría y Carlos A. Mancina

RESUMEN

Los bosques húmedos de la región oriental de Cuba son sitios claves para la conservación por albergar elevados valores de endemismo y biodiversidad. Sin embargo, este tipo de ecosistema pudiera sufrir los efectos del cambio climático al provocar cambios significativos en su composición, estructura y distribución. En este estudio se evalúan los posibles cambios en las áreas de idoneidad climática (AICs) de 48 especies de plantas, comúnmente asociadas a bosques húmedos. Utilizando el algoritmo de máxima entropía se obtuvieron los modelos de nicho de cada especie. Los modelos fueron proyectados a dos escenarios de cambio climático, mitigación (RCP 2.6 W/m²) y alta emisión (RCP 8.5 W/m²) generados por diez modelos de circulación global para el período 2050. Los modelos individuales fueron combinados para obtener mapas de riqueza potencial y explorar los posibles cambios en la distribución de los ensamblajes de especies. La proyección de los modelos indica que todas las especies perderán AICs en el futuro. En el escenario de mitigación, 30 especies podrían perder más del 50% de sus AICs, mientras que en el escenario de alta emisión 21 especies pudieran perder más del 80% de sus AICs. Teniendo en cuenta el criterio de extensión de presencia de la UICN (B1), todas las especies podrían incrementar sus categorías de amenaza. Se pronostica que los ensamblajes con mayor número de especies estarán asociados a las zonas de mayor elevación de las montañas de la Sierra Maestra y Sagua-Baracoa. Estas regiones pudieran funcionar como refugios climáticos para los bosques húmedos y su biota asociada.

Palabras clave: conservación, ensamblajes de especies, modelos de nicho ecológico, riqueza potencial de especies

ABSTRACT

The moist forest of the eastern region of Cuba are key sites for conservation because they harbor higher values of endemism and biodiversity. However, this type of ecosystem could suffer the effects of climate change by causing significant changes in its composition, structure and distribution. This study evaluates the possible changes in climatically suitable areas (AICs) of 48 plant species, commonly associated to moist forest. Using maximum entropy modelling algorithm, we obtained niche models of each species. The models were projected to two scenarios of climate change, mitigation (RCP 2.6 W/m²) and high emission (RCP 8.5 W/m²), generated by ten global circulation models for the period 2050. The individual models were stacked to obtain maps of plant species richness and explore possible changes in the distribution of species assemblages. The projection of the models indicates that all species will lose AICs in the future. In the mitigation scenario 30 species could lose more than 50% of their AICs, while in the high emission scenario 21 species could lose more than 80% of their AICs. Taking into account the IUCN presence extension criteria (B1), all species could increase their threat category. It is predicted that the assemblages with greatest number of species will be associated to higher elevation areas of the Sierra Maestra and Sagua-Baracoa mountains. These regions could function as climatic shelters for moist forest and their associated biota.

Key words: conservation, ecological niche models, potential species richness, species assemblages

*Autor para Correspondencia:
ilsa@ecologia.cu

Instituto de Ecología y Sistemática,
Ministerio de Ciencia, Tecnología
y Medio Ambiente, Carretera
de Varona 11835 e/ Oriente y
Lindero, Boyeros, La Habana 19,
C.P. 11900, Cuba.

Recibido: 18/04/2019
Aceptado: 09/11/2019

Ilsa M. Fuentes Marrero
<http://orcid.org/0000-0002-9408-1344>

Carlos A. Mancina
<http://orcid.org/0000-0003-3976-8458>

INTRODUCCIÓN

El desarrollo agroindustrial ha incrementado la concentración de los gases de efecto invernadero en la atmósfera, lo que ha provocado un aumento de la temperatura media del planeta de 0.74 °C en los últimos 100 años y se proyecta que pueda alcanzar los 4.3 ± 0.7 °C en el 2100 (Stocker *et al.*, 2013). El cambio climático podría exceder la capacidad de adaptación de muchas especies, provocando el desplazamiento geográfico y extinciones locales que generan importantes variaciones en la composición y el funcionamiento de los ecosistemas. Varios estudios sugieren que los cambios en el clima podrían provocar cambios en los rangos altitudinales, patrones de crecimiento y fenológicos de muchas especies de plantas (Dawson *et al.*, 2011; Zhang *et al.*, 2017). Cuba, similar a otras islas del Caribe, será impactada por los efectos del cambio climático. En el futuro pudiera ocurrir un incremento significativo de la temperatura media anual, la intensificación y expansión de los períodos de sequía, el ascenso del nivel medio del mar y el incremento en la frecuencia e intensidad de los huracanes (Planos *et al.*, 2013). De manera general, existen evidencias de que el cambio climático podría provocar una ola de extinción en el futuro cercano y el Caribe se encuentra entre las regiones más vulnerables (Pacífico *et al.*, 2015).

Los modelos de nicho ecológico (MNEs) relacionan datos de presencia de las especies con variables ambientales para generar una aproximación, espacialmente explícita, de las áreas que favorecen la presencia de estas. Aunque existen otros factores que determinan la presencia de una especie en una determinada región (capacidad de dispersión, amplitud del nicho de germinación, interacciones bióticas, etc.), el nicho ecológico de las plantas adultas ha sido ampliamente interpretado en términos de clima, puesto que el clima es un factor importante que condiciona las respuestas fisiológicas y la ecología de las especies, al menos a escalas espacio-temporales amplias y resoluciones gruesas (Peterson *et al.*, 2011). A pesar de que los MNEs son dependientes de numerosas asunciones e incertidumbres (Austin y Van Niel, 2011; Bean *et al.*, 2011; Syfert *et al.*, 2013; Warren *et al.*, 2014), constituyen uno de los pocos procedimientos de que se dispone para explorar y pronosticar los efectos del cambio climático sobre la distribución de las especies (Jiménez-Valverde *et al.*, 2011; Anderson, 2013).

Por su parte, el ensamblado (“stacking”) de modelos individuales de nicho ecológico es un método que permite tanto predecir los valores de riqueza como la composición de especies (Schmitt *et al.*, 2017) y se utiliza para apoyar estrategias de conservación y predecir cambios en los patrones de riqueza bajo escenarios de cambio climático (Coetsee *et al.*, 2009; Pineda y Lobo, 2009;

Iturralde-Pólit *et al.*, 2017). En el caso de las comunidades vegetales este método se emplea para explorar los patrones de riqueza y análisis de fitoregionalización, evaluar el efecto del cambio climático y los cambios en el uso de la tierra sobre las comunidades vegetales, etc. (Thuiller *et al.*, 2005; Golicher *et al.*, 2012; Zhang *et al.*, 2016).

Los bosques húmedos de las Antillas Mayores se consideran una de las ecoregiones prioritarias para la conservación a nivel global por albergar altos valores de endemismo y biodiversidad (Olson *et al.*, 2001). Sin embargo, son ecosistemas que pudieran sufrir los efectos del cambio climático debido a cambios drásticos en variables ambientales como son el incremento de la temperatura y los cambios en los regímenes de precipitaciones (Still *et al.*, 1999; Thuiller *et al.*, 2005; Estrada-Contreras *et al.*, 2015). En Cuba, los bosques húmedos se encuentran restringidos principalmente a la región oriental, formando parte de los sistemas montañosos más grandes y antiguos de la isla (Sierra Maestra y Sagua-Baracoa). Estos se caracterizan por encontrarse en las zonas de mayor pluviosidad (Borhidi, 1996; Reyes, 2011-2012) y presentan una flora con un alto porcentaje de especies y endémicos (Samek, 1973; Borhidi, 1996; Martínez, 2011-2012). Basado en el modelado de nicho climático de especies de diferentes grupos faunísticos, Mancina (2018) encontró que los ecosistemas de montañas del oriente de Cuba pudieran funcionar como refugio climático para muchos elementos de la biota cubana. En el presente estudio se evaluaron los efectos potenciales del cambio climático sobre la distribución de 48 especies de plantas asociadas a bosques pluviales y siempreverdes del oriente de Cuba. Mediante la proyección y combinación de los modelos individuales en diferentes escenarios de cambio climático se analizan los posibles efectos sobre los patrones de distribución de la riqueza como una aproximación a los cambios que pudieran ocurrir en estos tipos de ecosistemas boscosos en el oriente de Cuba en el futuro.

MATERIALES Y MÉTODOS

Registros de presencia y variables climáticas

Se confeccionó una base de datos con 678 registros de presencia de 48 especies de plantas nativas de Cuba pertenecientes a 31 familias (**Anexo 1**). Las especies fueron seleccionadas sobre la base de que: tuvieran más siete localidades de presencia, taxonomía relativamente bien documentada, distribución limitada a Cuba o las Antillas y que sus hábitats incluyeran diferentes tipos de bosques pluviales y bosques siempreverdes mesófilos. Según el mapa de Estrada *et al.* (2011), estas formaciones vegetales en la región oriental de Cuba cubren aproximadamente 4 212 km² (**Fig. 1**). Los datos de presencia

Fuentes Marrero *et al.*: Cambio climático y bosques húmedos de Cuba

de las especies se obtuvieron a partir de datos de campo, ejemplares depositados en los herbarios HAC (Herbario de la Academia de Ciencias) y HAJB (Herbario Prof. Dr. Johannes Bisse del Jardín Botánico Nacional), publicaciones científicas, planes de manejo de áreas protegidas con administración del Sistema Nacional de Áreas Protegidas y de la base en línea GBIF (Global Biodiversity Information Facility; www.gbif.org). Todos los registros fueron georreferenciados con la ayuda de mapas cartográficos digitalizados 1: 50 000 proyectados con el Datum WGS 1984.

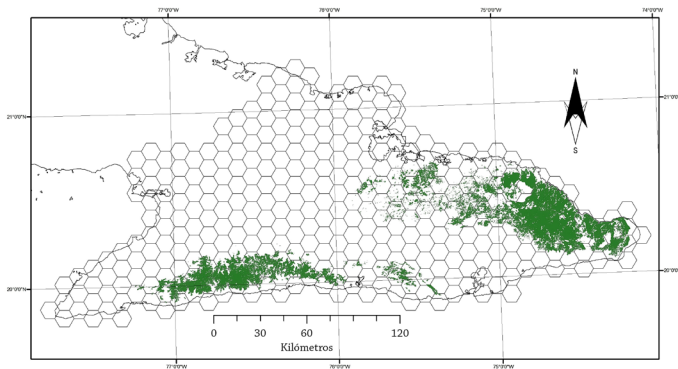


Figura 1. Área de estudio en la región oriental de Cuba. Se muestra la retícula hexagonal empleada para estimar la exposición de la flora al cambio climático; se indica en verde las áreas cubiertas por pluvisilvas y bosques siempreverdes.

Figure 1. Study area in the eastern region of Cuba. The hexagonal grid used to estimate the exposure of flora to climate change is shown; the green shading indicates rain and evergreen forests.

Como variables predictoras del nicho ecológico (climático) actual y como línea base para explorar los efectos del cambio climático se emplearon ocho variables bioclimáticas: temperatura media anual, estacionalidad de la temperatura, variación anual de temperatura, temperatura media del trimestre más frío, precipitación anual, estacionalidad de las precipitaciones, precipitación del trimestre más húmedo y precipitación del trimestre más seco. Estas variables fueron tomadas de la base WorldClim (Hijmans *et al.*, 2005; <http://www.worldclim.org/>) y se obtuvieron como mapas rasters con una resolución espacial aproximada de 1 pixel \approx 1 km². Para explorar el efecto potencial del cambio climático sobre la distribución de las áreas de idoneidad climática (AICs) se emplearon las mismas variables bioclimáticas generadas por 10 modelos de circulación global (MCG) para el período del 2050 (intervalo 2041-2060); los MCG empleados fueron: BCC-CM1.1, CCSM4, CNRM-CM5.1, GISS-E2-R, HadGEM-ES, IPSL-CM5A, MIROC5, MPI-ESM, MRI-CGCM3 y NorESM1-M. El uso de varios MCG permite incorporar la variabilidad que producen los diferentes

modelos (Araújo y New, 2006; Varela *et al.*, 2015). Para cada MCG se emplearon dos valores de forzamiento radiativo (RCP): 2.6 W/m² (escenario de mitigación) y 8.5 W/m² (escenario de altos valores de emisión), ambos representan los dos escenarios extremos de la posible concentración en la atmósfera de gases de efecto invernadero en el futuro (Moss *et al.*, 2010). En el escenario de mitigación los gases de efecto invernadero tendrán un pico máximo en 2040 y para el escenario de alta emisión estos gases seguirán aumentando hasta después de 2100 (IPCC, 2013).

Modelación y proyección del nicho climático

Para definir el área de estudio o de calibración del modelo se siguió el criterio de Anderson y Raza (2010). La selección adecuada de esta área reduce el sobreajuste de los modelos a los puntos de presencia y limita la utilización de puntos de trasfondo (“background”) a zonas donde las especies pudieron haber accedido; de esta forma se generan modelos más realistas del nicho climático potencial de la especie (Barve *et al.*, 2011). Para la selección de estas áreas, para cada especie se crearon buffers de 100 km de radio a partir de cada uno de los puntos de presencia y dentro de estos se extrajeron aleatoriamente los puntos de trasfondo que se utilizaron para la calibración de los modelos. Los modelos resultantes se proyectaron en las áreas correspondientes a las cinco provincias orientales (Las Tunas, Granma, Holguín, Santiago de Cuba y Guantánamo). Para la proyección de los modelos se asumió que las especies tienen una capacidad de dispersión ilimitada, esto implica la posibilidad de ocupar en el futuro las áreas que se vuelvan idóneas como resultado del cambio climático (Anderson, 2013).

Se empleó un modelo correlativo de nicho ecológico, el que relaciona las variables climáticas con los datos de presencia de las especies. Se empleó el algoritmo de máxima entropía implementado en el programa Maxent 3.3.3k (Phillips *et al.*, 2006; www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/), que genera modelos de elevada predictibilidad con datos de solo presencia (Elith *et al.*, 2006; 2011; Graham *et al.*, 2007). Se usaron los parámetros por defecto del programa (número máximo de iteraciones = 500; valor de regularización = 1; umbral de convergencia = 0.00001; número máximo de puntos de background = 10000), excepto que no se aplicó extrapolación. Se emplearon 80% de los registros de presencia para calibrar y 20% para evaluar los modelos; no obstante, en aquellas con menos de 10 registros de presencia se emplearon todos los registros para calibrar los modelos. Se corrieron 50 réplicas usando remuestros de las submuestras de calibración y evaluación. Para la evaluación de los modelos se empleó el área bajo la curva (AUC) de la Curva Característica Operativa

Fuentes Marrero *et al.*: Cambio climático y bosques húmedos de Cuba

del Receptor (ROC) de los datos de calibración. Esta es una medida que varía entre 0 y 1, donde los valores inferiores a 0.5 significan que el valor predictivo de los modelos no es superior que el esperado por el azar; valores de AUC superiores a 0.7 se consideran modelos con buen desempeño (Peterson *et al.* 2011).

Mediante el empleo de un sistema de información geográfica, ArcGis v. 10.2 (ESRI, 2013), los valores promedios de las réplicas de las salidas logísticas fueron reclasificadas a mapas binarios de presencia – ausencia (áreas idóneas = 1, no idóneas = 0). Como valor umbral de corte se empleó el menor valor asociado a cualquiera de los registros usados para calibrar los modelos (“*minimum training presence*”). Los modelos de las especies fueron proyectados en los dos escenarios de emisión (RCP 2.6 y 8.5 W/m²) de cada uno de los 10 MCG, para un total de 20 escenarios de cambio climático por especie. Para evaluar el posible impacto del clima sobre las AICs se utilizó la mediana de las proyecciones; o sea, se emplearon solo aquellas áreas donde al menos cinco MCG predicen la presencia de áreas de idoneidad climática en el futuro (Araújo y New, 2006). Este método de consenso refleja la tendencia central de los modelos individuales y reduce las incertidumbres al consolidar la consistencia a través de varios MCG (Zhu y Peterson, 2017).

Para cada especie se estimó el posible estado de amenaza en la actualidad y en el período del 2050. Para lo anterior se empleó el criterio de extensión de presencia (B1) de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, 2012). Se cuantificó la extensión (en km²) de las AICs y se asumió una relación directa del AIC con la extensión de presencia, por lo que la reducción de las AICs en el futuro podría indicar una continuada reducción y fragmentación de la extensión de presencia de la especie. Los valores umbrales para cada categoría son: ≤20 000 km² para Vulnerable, ≤5000 km² para En Peligro y ≤100 km² para En Peligro Crítico.

Análisis de los datos

Para explorar los cambios en los patrones de la riqueza potencial actual y futura se utilizó el método de ensamblaje (“*stacking*”) de modelos (Araújo y New, 2006; Dubuis *et al.*, 2011). Este método consiste en la sumatoria de los modelos binarios (presencia – ausencia) de cada especie individual para generar un mapa raster donde el valor de cada pixel se corresponde con la riqueza de especies. No obstante, dado que los modelos se basaron exclusivamente en variables climáticas estos mapas podrían estar sobrestimando la riqueza en algunas regiones (Iturralde-Polit *et al.*, 2017).

Para determinar aquellas zonas más expuestas al cambio climático, a los mapas de riqueza potencial se les superimpuso una retícula que dividió el área de estudio en 355 celdas hexagonales de 100 km² (Fig. 1). Para cada hexágono se calculó un índice que describe los cambios relativos en los valores de riqueza, el que fue interpretado como un proxy a la posible exposición al cambio climático. El índice se calcula como: Exposición = $-1 \times [(riqueza\ futura - riqueza\ actual) / riqueza\ actual \times 100]$, donde la riqueza actual representa la riqueza potencial para las condiciones actuales y las del futuro son las obtenidas de la proyección de los modelos en los escenarios de cambio climático. Este índice es similar al propuesto por Thuiller *et al.* (2011) o Zhang *et al.* (2016); no obstante, para obtener valores más intuitivos, incorporamos la multiplicación por -1, de esta forma a mayores valores del índice se incrementa la exposición al cambio climático. Los valores de riqueza fueron extraídos mediante la herramienta “estadística zonal” de ArcGis y se empleó como estadístico la media aritmética. El empleo de estos hexágonos podría facilitar la visualización e identificación de aquellas zonas más expuestas o de zonas de importancia para la conservación. De manera similar se estimaron los cambios en la riqueza de especies dentro de cada uno de los polígonos que comprenden el Sistema Nacional de Áreas Protegidas (CNAP, 2013).

RESULTADOS

Los modelos de nicho ecológico permitieron predecir adecuadamente la distribución de las AICs de todas las especies analizadas. Para la mayoría de las especies se obtuvieron modelos de excelente calidad predictiva, con un valor promedio del AUC de calibración de $0.958 \pm 0,04$ (Anexo 1). Sólo para cuatro especies se obtuvieron modelos con valores de AUC < 0.90; no obstante, oscilaron entre 0.755 y 0.876 valores que son considerados modelos con buen poder predictivo. Las extensiones de las AIC variaron entre 71 101 km² para *Daphnopsis americana* y 910 km² en el caso de *Gesneria viridiflora*. La proyección de los modelos indicó que todas las especies podrían perder AICs. El porcentaje de cambio respecto a la distribución actual tuvo un rango entre -26.4% y -98.9% en el escenario de mitigación (RCP 2.6 W/m²) y en el de alta emisión (RCP 8.5 W/m²) entre -47.5 y -99.9%. Basado en las AICs actuales y el criterio de extensión de presencia de la UICN (B1) de las 48 especies estudiadas cinco podrían ser categorizadas como de Preocupación Menor y ninguna como En Peligro Crítico. Sin embargo, la proyección de los modelos mostró que todas las especies podrían presentar alguna categoría de amenaza para el 2050 (Fig. 2). En el escenario de mitigación, para 22 especies se esperaba un incremento de sus categorías

Fuentes Marrero *et al.*: Cambio climático y bosques húmedos de Cuba

de amenaza y para el más catastrófico 36 especies se harían más sensibles a la extinción.

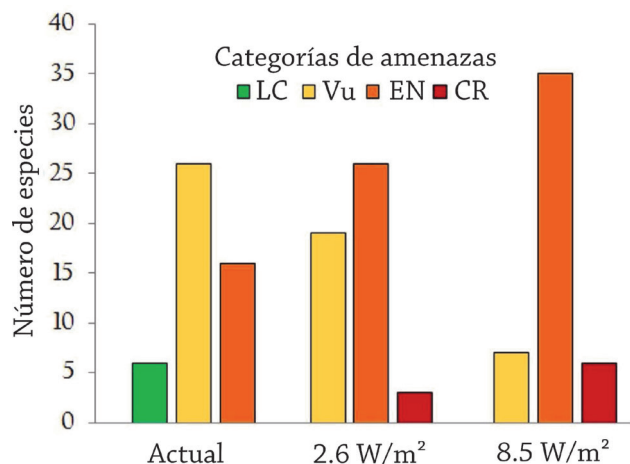


Figura 2. Número de especies por categoría de amenaza de 48 plantas asociadas a bosques húmedos del oriente de Cuba basado en la extensión de las áreas de idoneidad climática en la actualidad y proyectadas para el período del 2050 bajo dos escenarios de cambio climático, mitigación (RCP 2.6 W/m²) y alta emisión (8.5 W/m²) teniendo en cuenta el criterio de B1 de la UICN. LC: Preocupación Menor, VU: Vulnerable, EN: En Peligro, CR: En Peligro Crítico.

Figure 2. Number of species per threat category of 48 plants associated to moist forests in eastern Cuba based on the extension of the climatically suitable areas at present and projected for the period 2050 under two scenarios of climate change, mitigation (RCP 2.6 W/m²) and high emission (RCP 8.5 W/m²) according to the IUCN B1 criteria. LC: Less Concern, Vu: Vulnerable, EN: Endangered, CR: Critically Endangered.

La riqueza potencial actual se encontró significativamente relacionada con la altitud ($r = 0.86$; $P > 0.001$) y esta variable explicó el 74% de la variación de la riqueza. En correspondencia con lo anterior, los mayores valores se encontraron asociados a las áreas de mayor elevación del macizo Nipe-Sagua-Baracoa y Sierra Maestra. Las áreas donde se superpusieron los modelos binarios de al menos 36 especies (75% del total analizadas) abarcaron una extensión aproximada de 3 103 km² (Fig. 3A) y mostró elevada concordancia con la distribución de las pluvisilvas y varios subtipos de bosques siempreverdes de la región oriental (ver Fig. 1). La proyección de los modelos sugiere que para el 2050 podría ocurrir un ascenso en altitud y una notable reducción de las áreas ocupadas por estos tipos de bosques. Para el escenario de mitigación (RCP 2.6 W/m²), las zonas con idoneidad climática para sitios que pudieran albergar una riqueza mayor a 36 especies se reducen a 1 037 km² sobre los 575 msnm (Fig. 3B) y para el escenario de alta emisión (RCP 8.5 W/m²) a solo 493 km² sobre los 742 msnm (Fig. 3C). La Figura 4 ilustra las zonas más expuestas al cambio climático basado en los valores de pérdida de la riqueza potencial. Aunque la mayoría de los hexágonos con los valores más bajos

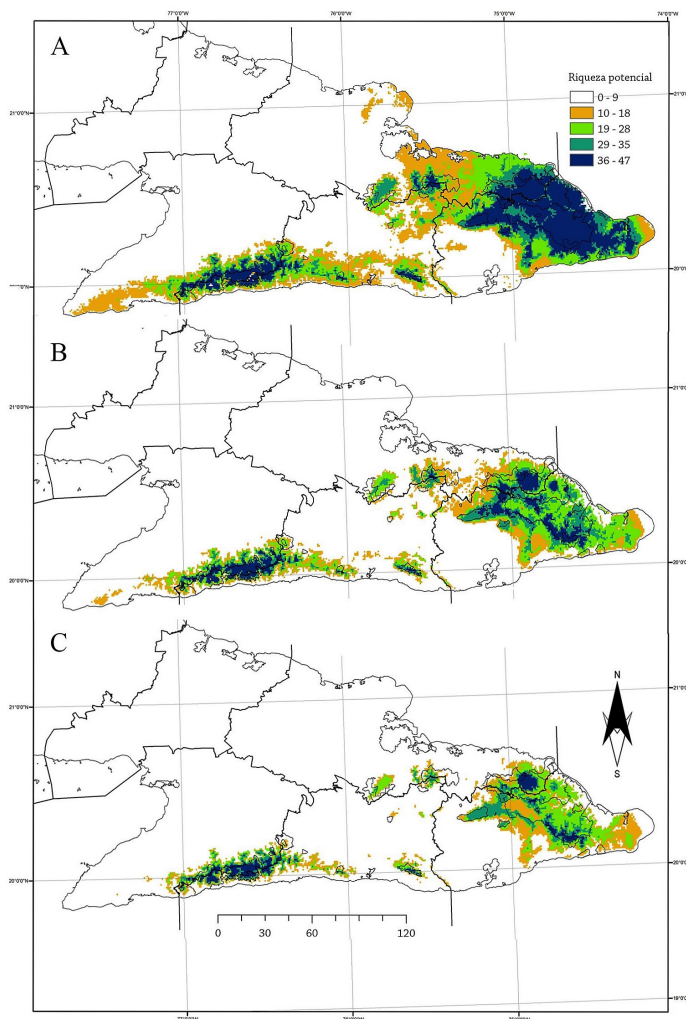


Figura 3. Distribución de la riqueza potencial de especies en el presente y bajo dos escenarios de cambio climático, basado en la sumatoria de los modelos de nicho climático de 48 especies de flora asociadas a bosques húmedos del oriente de Cuba. A. escenario de mitigación (RCP 2.6 W/m²), B. escenario de alta emisión (RCP 8.5 W/m²).

Figure 3. Distribution of the potential species richness at present and under two scenarios of climate change, based on the sum of climate niche models of 48 species of flora associated to moist forests of eastern Cuba. A. mitigation scenario (RCP 2.6 W/m²), B. high emission scenario (RCP 8.5 W/m²).

de exposición se encuentran asociados a las áreas protegidas, se observaron hexágonos con bajos valores de pérdida en zonas marginales a éstas áreas. En la Tabla 1 se muestra la riqueza potencial actual para las áreas protegidas asociadas a los ecosistemas de montaña de la región oriental y el porcentaje de pérdida de la riqueza en los dos escenarios de emisión. Similar al análisis anterior, el porcentaje de pérdida de la riqueza en las áreas protegidas fue superior en el escenario de alta emisión, donde aproximadamente la mitad de las áreas pudieran perder más del 50 % de la riqueza. Las áreas protegidas con menores

porcentajes de pérdidas fueron: Pico Bayamesa, Pico Mogote, Alto de las Canas y Pinares de Montecristo (Tabla 1).

DISCUSIÓN

Las proyecciones de los modelos de nicho climático en los escenarios de cambio climático para el 2050 indican notables reducciones en las áreas de idoneidad climática de todas las especies analizadas, lo que sugiere que podrían ocurrir cambios significativos en la extensión de los bosques húmedos de la región oriental de Cuba. Resultados similares encontraron Zhan *et al.* (2017) en un estudio de los patrones de distribución de 7465 angiospermas de América del Norte en diferentes escenarios climáticos, de las cuales aproximadamente 2000 pudieran perder más del 80% de sus AICs para el 2080. De igual forma, Thomas *et al.* (2004) encontraron patrones similares para numerosas especies de la flora de bosques tropicales de otras regiones del mundo.

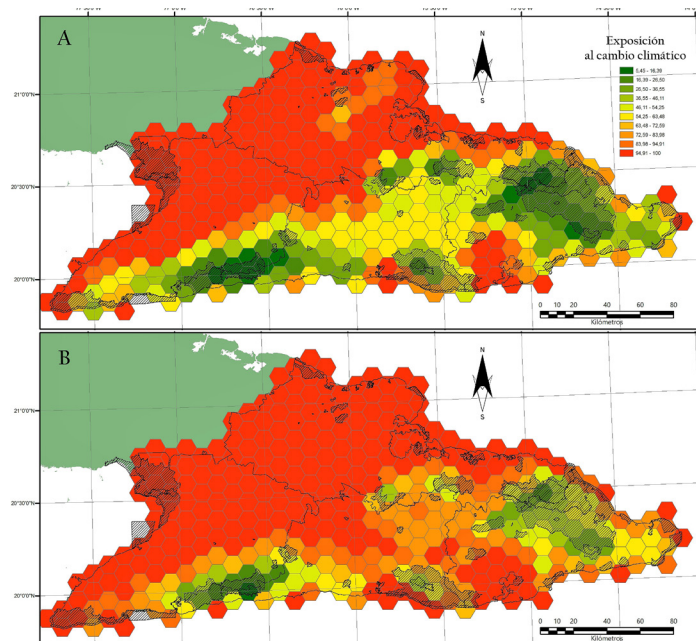


Figura 4. Exposición al cambio climático basado en los cambios de la distribución de la riqueza potencial de un ensamblaje generado a partir de la sumatoria de los modelos binarios de 48 especies de plantas de bosques húmedos bajo dos escenarios de emisión, mitigación (RCP 2.6 W/m²) y alta emisión (RCP 8.5 W/m²). Los valores fueron calculados para cada celda hexagonal (100 km²) en base a los cambios en la riqueza del ensamblaje.

Figure 4. Exposure to climate change based on changes in the distribution of the potential species richness of an assemblage generated from the sum of the binary models of 48 plants species of moist forest under two emission scenarios, mitigation (RCP 2.6 W/m²) and high emission (RCP 8.5 W/m²). The values were calculated for each hexagonal cell (100 km²) based on changes in the assemblage's richness.

Los modelos de nicho ecológico no permiten determinar las causas de la pérdida de las AICs; sin embargo, a partir de estos se pueden identificar cuales especies pudieran estar más expuestas a las amenazas del cambio de clima y establecer prioridades en las estrategias de gestión (Thomas *et al.*, 2004; Thuiller *et al.*, 2005; Dyderski *et al.*, 2018). Muchas de las especies estudiadas son endémicas de la región oriental de Cuba y presentan un área de distribución restringida a los bosques pluviales. Estos últimos se encuentran entre los ecosistemas con mayor número de especies amenazadas en la isla (González-Torres *et al.*, 2016b). Según la reducción de sus AICs para el 2050 la mayoría de las especies estudiadas pudieran estar en peligro de extinción. Resultados similares obtuvieron Thuiller *et al.* (2005) al proyectar el nicho climático de 1350 plantas europeas en diferentes escenarios de cambio climático. Según estos autores, para el 2080 más de la mitad de las especies analizadas pudieran convertirse en vulnerables o en peligro de extinción.

La mayoría de los centros globales de diversidad se localizan en las regiones montañosas de los trópicos húmedos, producto a que coinciden condiciones climáticas idóneas y altos niveles de geodiversidad (Barthlott *et al.*, 2005). Similar a lo obtenido en este estudio, Colwell *et al.* (2008) predijeron que pudiera ocurrir en el futuro un desplazamiento de la distribución altitudinal de especies de plantas y animales en Costa Rica hacia las zonas más elevadas y que las zonas bajas pudieran experimentar una disminución de la riqueza de especies. A partir de datos obtenidos entre los años 1985 y 2017 varios investigadores observaron un incremento en el rango altitudinal de las aves consistente con el aumento de la temperatura en los últimos años (Urban, 2018). Sugiriendo que las especies de las cimas de las montañas pudieran ser las más susceptibles al cambio del clima porque sus límites de distribución no se pueden ampliar. Lo anterior coincide con lo documentado por Kelly y Goulden (2008) para especies de plantas en un gradiente de elevación en las montañas de Santa Rosa en California.

El bosque nublado es uno de los tipos de bosques tropicales más amenazados producto a su reducido rango geográfico, alto endemismo y condiciones climáticas excepcionales (Still *et al.*, 1999; Oliveira *et al.*, 2014). En Cuba pueden ser observados en las altas montañas de la Sierra Maestra, donde existe un clima permanentemente húmedo y bajas temperaturas (Borhidi, 1996; Reyes *et al.*, 2010). En este estudio la proyección de modelos permitió identificar posibles sitios con bosque nublado (ej. Pico La Bayamesa) que podrían mantener altos niveles de idoneidad climática para muchas de las especies y ser importantes para la conservación de este tipo de bosque. Diferentes estudios indican, que producto al cambio climático, existe la tendencia a la disminución de los niveles

Fuentes Marrero *et al.*: Cambio climático y bosques húmedos de Cuba

Tabla 1. Riqueza potencial promedio en áreas protegidas en Cuba basado en los modelos de nicho de 48 especies de plantas y el porcentaje de pérdida de riqueza potencial actual en dos escenarios de cambio climático para el 2050, mitigación (RCP 2.6 W/m²) y alta emisión (RCP 8.5 W/m²). Se indica la categoría de manejo de cada área: RFM (Reserva Florística Manejada), RE (Reserva Ecológica), PN (Parque Nacional), END (Elemento Natural Destacado), PNP (Paisaje Natural Protegido), APRM (Área Protegida de Recursos Manejados). Las áreas están ordenadas según la riqueza potencial actual.

Table 1. Average of potential species richness in protected areas in Cuba based on niche models of 48 plant species and percentage loss of current potential richness in two scenarios of climate change by 2050, mitigation (RCP 2.6 W/m²) and high emission (RCP 8.5 W/m²). The management category of each area is indicated. RFM (Managed Floristic Reserve), RE (Ecological Reserve), PN (National Park), END (Outstanding Natural Element), PNP (Protected Natural Landscape), APRM (Protected Area of Managed Resources). Areas are ordered according to current potential richness.

Área Protegida	Riqueza potencial actual ± DS	Porcentaje de pérdida	
		RCP 2.6 W/m ²	RCP 8.5 W/m ²
RE Alto de las Canas	44.33 ± 0.88	-7.96	-16.29
RFM Pico Galán	43.33 ± 0.74	-11.54	-23.46
END Pinares de Montecristo	42.00 ± 0.00	-9.52	-19.05
END Yunque de Baracoa	40.26 ± 2.24	-31.09	-53.27
PN Alejandro de Humboldt	39.79 ± 4.20	-27.24	-43.16
RE Pico Mogote	39.20 ± 2.20	-6.97	-18.88
APRM Cuchillas del Toa	38.81 ± 6.52	-29.10	-47.55
PN Pico Bayamesa	38.38 ± 9.47	-6.05	-14.01
RE Parnaso-Los Montes	38.07 ± 4.06	-15.85	-30.66
PNP Gran Piedra	36.77 ± 4.51	-11.51	-24.06
RFM Monte Verde	36.25 ± 5.06	-23.45	-44.02
RE El Gigante	36.20 ± 7.09	-11.60	-26.15
RE Pico Caracas	34.69 ± 8.33	-11.75	-24.61
RFM Caraquitas	34.50 ± 4.64	-19.81	-29.47
END Yara-Majayara	33.67 ± 3.04	-73.93	-99.01
RE Loma del Gato - Monte Líbano	32.35 ± 7.00	-14.99	-34.31
RFM Esparto	30.72 ± 5.67	-49.61	-73.85
RE Tacre	30.40 ± 5.18	-52.11	-73.82
PN Turquino	30.37 ± 12.92	-13.23	-24.57
END Cañón del Yumurí	28.75 ± 3.63	-50.43	-79.57
RFM Pozo Prieto	26.22 ± 2.15	-22.46	-59.75
PN Pico Cristal	25.54 ± 9.34	-30.05	-57.29
END Resolladero del río Cuzco	25.50 ± 1.50	-54.90	-78.43
RFM Charrascales de Mícará	24.17 ± 6.14	-41.84	-72.87
APRM Carso de Baire	20.49 ± 6.36	-42.68	-69.83
PN La Mensura-Pilotos	17.02 ± 10.88	-38.33	-58.59
RFM La Caoba	16.80 ± 5.05	-54.76	-77.98
RFM Monte Bisse	14.62 ± 6.16	-48.72	-76.07

de nubosidad que cubren los bosques nublados (ej. Pounds *et al.*, 1999; Still *et al.*, 1999; Oliveira *et al.*, 2014). Producto a lo anterior se ha registrado un incremento de la aridez en estos ecosistemas, lo que ha provocado extinciones locales (Foster, 2001). Basado en la modelación de nicho, Ponce-Reyes *et al.* (2013) y Estrada-Contreras *et al.* (2015), predijeron una pérdida importante de la extensión del bosque nublado de México en el futuro. Still *et al.* (1999) pronosticaron que en los bosques nublados la combinación del aumento de la temperatura y la evotranspiración pudiera tener serias implicaciones para la

conservación de las especies endémicas que usualmente se encuentran en las cimas de las montañas. Por su parte, Reyes *et al.* (2010) al estudiar el bosque nublado de la Sierra Maestra destacaron su gran fragilidad y señalaron que el proceso de sucesión es muy lento y complicado. Todo lo anterior resalta la importancia de proteger este tipo de formación vegetal tanto en la actualidad como en el futuro.

Los resultados obtenidos en este estudio indican que para todas las especies analizadas podría ocurrir una reducción

Fuentes Marrero *et al.*: Cambio climático y bosques húmedos de Cuba

de las AICs que en la actualidad se encuentran dentro de los límites del sistema nacional de áreas protegidas. Es por eso que la gestión del territorio que ocupan las áreas protegidas, fundamentalmente aquellas asociadas a los ecosistemas de montañas del oriente de Cuba debe incorporar aquellas zonas identificadas como de baja exposición al cambio climático. Lo anterior podría lograrse a través de la expansión de los límites de algunas áreas protegidas así como la creación y adecuado manejo de corredores biológicos que conecten estas áreas. Estas estrategias prodrían facilitar los eventos de migración y desplazamiento de las especies de la flora y la fauna reduciendo el impacto del cambio climático. La posible retención de una alta riqueza de especies en las montañas del oriente cubano destaca la importancia de estas áreas como potenciales refugios climáticos para los bosques húmedos y su biota asociada. A pesar de la incertidumbre que conlleva la modelación en escenarios de cambio climático, los resultados obtenidos alertan sobre la probable dirección del efecto del cambio climático en el futuro. Este pudiera constituir una amenaza importante para muchas especies endémicas de la región oriental, incluso en el escenario de mitigación.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación se realizó en el marco del proyecto “Distribución potencial actual y futura de especies de la flora y la fauna de Cuba: explorando efectos del cambio climático sobre la biota terrestre” del Programa “Cambio Climático en Cuba: Impactos, mitigación y adaptación”. Los autores agradecen a Jorge A. Sánchez Rendón y Mayté Pernús Alvarez por la revisión crítica del manuscrito.

LITERATURA CITADA

- Anderson RP, Raza A. 2010. The effect of the extent of the study region on GIS models of species geographic distributions and estimates of niche evolution: preliminary tests with montane rodents (genus *Nephelomys*) in Venezuela. *Journal of Biogeography*. 37: 1378-1393.
- Anderson RP. 2013. A framework for using niche models to estimate impacts of climate change on species distributions. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 1297: 8-28.
- Araújo MB, New M. 2006. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution*. 22: 42-47.
- Austin MP y Van Niel KP. 2011. Improving species distribution models for climate change studies: variable selection and scale. *Journal of Biogeography*. 38: 1-8.
- Barthlott W, Mutke J, Rafiqpoor D, Kier G, Kreft H. 2005. Global centers of vascular plant diversity. *Nova Acta Leopoldina*. 92: 61-83.
- Barve N, Barve V, Jiménez-Valverde A, Lira-Noriega A, Peterson AT, Soberón J, Villalobos F. 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*. 222: 1810-1819.
- Bean WT, Robert Stafford R, Brashares JS. 2011. The effects of small sample size and sample bias on threshold selection and accuracy assessment of species distribution models. *Ecography*. 35: 250-258.
- Borhidi A. 1996. *Phytogeography and vegetation ecology of Cuba*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- CNAP (Centro Nacional de Áreas Protegidas). 2013. Plan del Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Cuba: Período 2014-2020. Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, La Habana.
- Coetzee BWT, Robertson MP, Erasmus BFN, Rensburg BJV, Thuiller W. 2009. Ensemble models predict Important Bird Areas in southern Africa will become less effective for conserving endemic birds under climate change. *Global Ecology & Biogeography*. 18: 701-710.
- Colwell RK, Brehm G, Cardelús CL, Gilman AC, Longino JT. 2008. Global warming, elevational range shifts, and lowland biotic attrition in the wet tropics. *Science*. 322: 258-261.
- Dawson TP, Jackson ST, House JJ, Prentice IC, Mace GM. 2011. Beyond Predictions: Biodiversity Conservation in a Changing Climate. *Science*. 332: 53-58.
- Dubuis A, Pottier J, Rion V, Pellissier L, Theurillat JP, Guisan A. 2011. Predicting spatial patterns of plant species richness: a comparison of direct macroecological and species stacking modelling approaches. *Diversity and Distributions*. 17: 1122-1131.
- Dyderski MK, Paz S, Frelich LE, Jagodzinski AM. 2018. How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Global Change Biology*. 24: 1150-1163.
- Elith J, Phillips S, Hastie T, Dudík M, Chee YE, Yates C. 2011. A statistical explanation of Maxent for ecologists. *Diversity and Distributions*. 17: 43-57.
- Elith, J., Graham CH, Anderson RP, Dudík M, Ferrier S, Guisan A, Hijmans RJ, Huettmann F, Leathwick JR, Lehmann A, Li J, Lohmann LG, Loiselle BA, Manion G, Moritz C, Nakamura M, Nakazawa Y, Overton JMcC, Peterson AT, Phillips SJ, Richardson K, Scachetti-Pereira R, Schapire RE, Soberón J, Williams S, Wisz MS, Zimmermann NE. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*. 29: 129-151.
- ESRI. 2013. ArcGIS Desktop and Spatial Analyst Extension: Release 10.2. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA.
- Estrada R, Martín G, Martínez P, Vioel S, Capote R, Reyes I, Galano S, *et al.* 2011. Mapa (BD-SIG) de vegetación natural y seminatural de Cuba v.1 sobre Landsat etm 7 slc-off gap filled, circa 2011. Memorias del IV Congreso de Manejo de Ecosistemas y Biodiversidad, ISBN 978-959-300-034-5. La Habana.
- Estrada-Contreras I, Equihua M, Castillo-Campos G, Rojas-Soto O. 2015. Climate change and effects on vegetation in Veracruz, Mexico: an approach using ecological niche modelling. *Acta Botánica Mexicana*. 112: 73-93.

Fuentes Marrero *et al.*: Cambio climático y bosques húmedos de Cuba

- Foster P. 2001. The potential negative impacts of global climate change on tropical montane cloud forests. *Earth-Science Reviews*. 55: 73-106.
- Golicher DJ, Cayuela L, Newton AC. 2012. Effects of climate change on the potential species richness of mesoamerican forests. *Biotropica*. 44: 284-293.
- González Torres LR, Palmarola A, González Oliva L, Bécquer ER, Testé E, Barrios D. 2016a. Lista roja de la flora de Cuba. *Bissea*. 10 (número especial 1): 1-352.
- González-Torres LR, Palmarola A, Barrios D, González-Oliva L, Testé E, Bécquer ER, Castañeira-Colomé MA, Gómez-Hechavarría JL, García-Beltrán JA, Rodríguez-Cala D, Berazaín R, Regalado L, Granado L. 2016b. Estado de conservación de la flora de Cuba. *Bissea*. 10 (número especial 1): 1-23.
- Graham CH, Elith J, Hijmans RJ, Guisan A, Peterson AT, Loiselle BA. 2007. The influence of spatial errors in species occurrence data used in distribution models. *Journal of Applied Ecology*. 45: 239-247.
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*. 25: 1965-1978.
- IPCC. 2013. Resumen para responsables de políticas. En: Stocker TF, Qin D, Plattner G-K, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM (eds.), Cambio Climático 2013: Bases físicas. Contribución del Grupo de trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, Cambridge University Press.
- Iturralde-Polit P, Dangles O, Burneo SF, Meynard CN. 2017. The effects of climate change on a mega-diverse country: predicted shifts in mammalian species richness and turnover in continental Ecuador. *Biotropica*. 49: 821-831.
- Jiménez-Valverde A, Narayani Barve N, Lira-Noriega A, Maher SP, Nakazawa Y, Papes M, Soberón J, Sukumaran J, Peterson AT. 2011. Dominant climate influences on North American bird distributions. *Global Ecology and Biogeography*. 20: 114-118.
- Kelly AE, Goulden ML. 2008. Rapid shifts in plant distribution with recent climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 105: 11823-11826.
- Mancina CA. 2018. Distribución potencial actual y futura de especies de la flora y la fauna de Cuba: explorando efectos del cambio climático sobre la biota terrestre. Informe Final de Proyecto, Programa Cambio Climático en Cuba: Impactos, Mitigación y Adaptación (P211LH001-028). Instituto de Ecología y Sistemática, La Habana.
- Martínez E. 2011-2012. Riqueza de especies y endemismo de las espermatófitas en las pluvisilvas de la región oriental de Cuba. *Revista del Jardín Botánico Nacional*. 32-33: 79-109.
- Moss RH, Edmonds JA, Hibbard KA, Manning MR, Rose SK, van Vuuren DP, Carter TR, Emori S, Kainuma M, Kram T, Meehl GA, Mitchell JFB, Nakicenovic N, Riahi K, Smith SJ, Stouffer RJ, Thomson AM, Weyant JP, Wilbanks TJ. 2010. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature*. 463: 747-756.
- Oliveira, R. S., Eller CB, Bittencourt PRL, Mulligan M. 2014. The hydroclimatic and ecophysiological basis of cloud forest distributions under current and projected climates. *Annals of Botany*. 113: 909-920.
- Olson DM, Dinerstein E, Wikramanayake ED, Burgess ND, Powell GVN, Underwood EC, D'Amico JA, Itoua I, Strand HE, Morrison JC, Loucks CJ, Allnutt TF, Ricketts TH, Kura Y, Lamoreux JF, Wettengel WW, Hedao P, Kassem KR. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth. *BioScience*. 51: 933-938.
- Pacifici M, Foden WB, Visconti P, Watson JEM, Butchart SHM, Kovacs KM, Scheffers BR, Hole DG, Martin TG, Akçakaya HR, Corlett RT, Huntley B, Bickford D, Carr JA, Hoffmann AA, Midgley GF, Pearce-Kelly P, Pearson RG, Williams SE, Willis SG, Young B, Rondinini C. 2015. Assessing species vulnerability to climate change. *Nature Climate Change*. 5: 215-225.
- Peterson AT, Soberón J, Pearson RG, Anderson RP, Martínez-Meyer E, Nakamura M, Araújo MB. 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Monographs in Population Biology. Princeton Univ. Press.
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*. 190: 231-259.
- Pineda EJ, Lobo M. 2009. Assessing the accuracy of species distribution models to predict amphibian species richness patterns. *Journal of Animal Ecology*. 78: 182-190.
- Planos E, Vega R, Guevara A. 2013. *Impacto del cambio climático y medidas de adaptación en Cuba*. Editorial AMA, La Habana
- Ponce-Reyes R, Emily Nicholson E, Baxter PWJ, Fuller RA, Possingham H. 2013. Extinction risk in cloud forest fragments under climate change and habitat loss. *Diversity and Distributions* 19: 518-529.
- Pounds JA, Fogden MLP, Campbell JH. 1999. Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature*. 398: 611-615.
- Reyes OJ, Portuondo E, Vadell E, Fornaris E. 2010. Características fisonómicas y funcionales de los bosques de Cuba oriental. I. El bosque nublado de la Sierra Maestra. *Foresta Veracruzana*. 12: 1-8.
- Reyes OJ. 2011-2012. Clasificación de la vegetación de la Región Oriental de Cuba. *Revista del Jardín Botánico Nacional*. 32-33: 59-71.
- Samek V. 1973. Regiones fitogeográficas de Cuba. Academia de Ciencias de Cuba. *Serie Forestal*. 15: 1-60.
- Schmitt S, Pouteau R, Justeau D, Boissieu Fd, Birnbaum P. 2017. SSDM: An R package to predict distribution of species richness and composition based on stacked species distribution models. *Methods in Ecology and Evolution*. 8: 1795-1803.
- Still CJ, Foster PN, Schneider SH. 1999. Simulating the effects of climate change on tropical montane cloud forests. *Nature*. 398: 608-610.
- Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM. 2013. Cambio climático 2013. Bases físicas. Contribución del Grupo

Fuentes Marrero *et al.*: Cambio climático y bosques húmedos de Cuba

- de trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Syfert MM, Smith MJ, Coomes DA. 2013. The effects of sampling bias and model complexity on the predictive performance of Maxent species distribution models. *PLoS ONE*. 8(2): e55158.
- Thomas CD, Alison C, Green RE, Bakkenes M, Beaumont LJ, Collingham YC, Erasmus BFN, Ferreira de Siqueira M, Grainger A, Hannah L, Hughes L, Huntley B, Jaarsveld AS, Midgley GF, Miles L, Ortega-Huerta MA, Peterson AT, Phillips OL, Williams SE. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*. 427: 145-148.
- Thuiller W, Lavergne S, Roquet C, Boulangeat I, Lafourcade B, Araujo MB. 2011. Consequences of climate change on the tree of life in Europe. *Nature*. 470: 531-534.
- Thuiller W, Lavorel S, Araujo MB, Sykes MT, Prentice IC. 2005. Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 102: 8245-8250.
- UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). 2012. *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN*: Versión 3.1. Segunda edición. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido: UICN.
- Urban MC. 2018. Escalator to extinction. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 115: 11871-11873.
- Varela S, Lima-Ribeiro MS, Terribile LC. 2015. A short guide to the climatic variables of the Last Glacial Maximum for biogeographers. *PLoS ONE*. 10: e0129037.
- Warren DL, Wright AN, Seifert SN, Shaffer HB. 2014. Incorporating model complexity and spatial sampling bias into ecological niche models of climate change risks faced by 90 California vertebrate species of concern. *Diversity and Distributions*. 20: 334-343.
- Zhang J, Nielsen SE, Chen Y, Georges D, Wang SS, Svenning JC, Thuiller W. 2017. Extinction risk of North American seed plants elevated by climate and land-use change. *Journal of Applied Ecology*. 54: 303-312.
- Zhang MG, Slik JWF, Ma KP. 2016. Using species distribution modeling to delineate the botanical richness patterns and phytogeographical regions of China. *Scientific Reports*. 6: 22400.
- Zhu GP, Peterson T. 2017. Do consensus models outperform individual models? Transferability evaluations of diverse modeling approaches for an invasive moth. *Biological Invasions*. 19: 2519-2532.

Anexo 1. Valores promedios de AUC y extensión de las áreas de idoneidad climática (AIC) actual y proyectadas en dos escenarios de cambio climático de 48 especies de plantas asociadas a bosques húmedos de la región oriental de Cuba. Para cada especie se brinda la categoría de amenaza basada en la extensión de las AIC y el criterio B1 (extensión de presencia) de las categorías de la UICN; entre corchetes se brinda la categoría de amenaza actual según la Lista Roja de la Flora de Cuba (González-Torres *et al.*, 2016). NE: No Evaluado, DD: Datos Insuficientes, LC: Preocupación Menor, NT: Casi Amenazado, A: Amenazado, VU: Vulnerable, EN: En Peligro, CR: En Peligro Crítico. Las especies endémicas se indican con un asterisco (*).

Appendix 1. Mean values of AUC and extension of climatically suitable areas (AIC) current and projected to two climate change scenarios for 48 plant species associated to moist forest of the eastern region of Cuba. For each species is shown the predicted threat category based on AIC and IUCN extent of occurrence criterion (B1); between brackets are the actual threat category according to Red List of Cuban Flora (González-Torres *et al.*, 2016a): NE: Not Evaluated, DD: Data Deficient, LC: Less Concern, NT: Near Threatened, A: Threatened, VU: Vulnerable, EN: Endangered, CR: Critically Endangered. Endemic species are indicated with an asterisk (*).

Familia	Especie	AUC	AIC (km ²)			Categoría UICN		
			actual	2.6W/m ² 2050	8.5W/m ² 2050	actual	2.6W/m ² 2050	8.5W/m ² 2050
Annonaceae	<i>Guatteria blainii</i> (Griseb.) Urb.	0.9886	3297.75	1488.75	879	EN[NE]	EN	EN
Aquifoliaceae	<i>Ilex cubana</i> Loes.*	0.9954	1075.5	373.5	202.5	EN[VU]	EN	EN
Aquifoliaceae	<i>Ilex gundlachiana</i> Loes.*	0.9883	4071	2580.75	1709.25	EN[LC]	EN	EN
Aquifoliaceae	<i>Ilex hypaneura</i> Loes.*	0.9845	6072.75	4226.25	2961	VU[CR]	EN	EN
Aquifoliaceae	<i>Ilex victorini</i> Alain*	0.9835	6969	4543.5	2848.5	VU[EN]	EN	EN
Aristolochiaceae	<i>Aristolochia trichostoma</i> Griseb.*	0.9469	26074.5	11634.75	7942.5	LC[EN]	VU	VU
Asteraceae	<i>Antillanthus trichotomus</i> (Greenm.) B. Nord.*	0.9698	6681.75	3315.75	2271	VU[NT]	EN	EN
Asteraceae	<i>Baccharis scoparioides</i> Griseb.*	0.9897	4428	2437.5	1653.75	EN[LC]	EN	EN
Asteraceae	<i>Herreranthus rivalis</i> (Greenm.) B. Nord.*	0.9751	5149.5	2625.75	1608.75	VU[DD]	EN	EN
Begoniaceae	<i>Begonia wrightiana</i> A. DC.*	0.9888	1858.5	444	72.75	EN[DD]	EN	CR
Buxaceae	<i>Buxus bissei</i> Eg. Köhler *	0.9913	2051.25	69.75	1.5	EN[LC]	CR	EX
Buxaceae	<i>Buxus excisa</i> Urb.*	0.9892	1965.75	57	21.75	EN[NT]	CR	CR
Calophyllaceae	<i>Calophyllum utile</i> Bisse *	0.9897	2815.5	773.25	101.25	EN[A]	EN	CR
Celastraceae	<i>Torrallbasia cuneifolia</i> (A. Gray) Krug & Urb.	0.9715	10200	7009.5	4998.75	VU[NE]	VU	EN

Fuentes Marrero *et al.*: Cambio climático y bosques húmedos de Cuba

Familia	Especie	AUC	AIC (km ²)			Categoría UICN		
			actual	2.6W/m ²	8.5W/m ²	actual	2.6W/m ²	8.5W/m ²
				2050	2050		2050	2050
Clethraceae	<i>Clethra cubensis</i> A. Rich.*	0.9877	3710.25	1693.5	632.25	EN[LC]	EN	EN
Clusiaceae	<i>Garcinia aristata</i> (Griseb.) Borhidi	0.8097	17663.25	68745	6695.25	VU[CR]	VU	VU
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea amygdalina</i> Griseb.	0.8725	10321.5	3825.75	2381.25	VU[CR]	EN	EN
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea curatellifolia</i> Griseb.*	0.9876	4991.25	3411	2151.75	EN[A]	EN	EN
Ericaceae	<i>Lyonia latifolia</i> (A. Rich.) Griseb.*	0.9711	10225.5	6568.5	4465.5	VU[DD]	VU	EN
Ericaceae	<i>Vaccinium leonis</i> Acuña & Roig *	0.9791	13599.75	6952.5	4378.5	VU[LC]	VU	EN
Euphorbiaceae	<i>Chaetocarplus globosus</i> (Sw.) Fawc. & Rendle	0.9818	6815.25	4172.25	2499.75	VU[EN]	EN	EN
Fabaceae	<i>Erythrina elenae</i> R.A. Howard & W.R. Briggs *	0.937	32670	10473.75	3909.75	LC[CR]	VU	EN
Flacourtiaceae	<i>Lunania sauvallei</i> Griseb.*	0.948	18231	6616.5	2371.5	VU[CR]	VU	EN
Gentianaceae	<i>Lisianthus glandulosus</i> A. Rich.*	0.9568	7770.75	4030.5	2776.5	VU[LC]	EN	EN
Gesneriaceae	<i>Gesneria viridiflora</i> (Decne.) Kuntze	0.9886	910.5	179.25	37.5	EN[LC]	EN	CR
Juglandaceae	<i>Juglans jamaicensis</i> C. DC.	0.943	13320.75	3997.5	2244.75	VU[EN]	EN	EN
Lauraceae	<i>Ocotea wrightii</i> (Meisn.) Mez	0.8698	34648.5	9657.75	3969	LC[LC]	VU	EN
Magnoliaceae	<i>Magnolia minor</i> (Urb.) Govaerts *	0.9719	8845.5	6289.5	3870.75	VU[EN]	VU	EN
Marcgraviaceae	<i>Marcgravia rectiflora</i> Triana & Planch.	0.9508	46545.75	14739.75	9460.5	LC[LC]	VU	VU
Melastomataceae	<i>Henriettea squamata</i> (Alain) Alain *	0.9855	3222	712.5	286.5	EN[CR]	EN	EN
Melastomataceae	<i>Mecranium baemanthum</i> Triana ex Cogn.*	0.956	9799.5	4987.5	3140.25	VU[CR]	EN	EN
Melastomataceae	<i>Mecranium integrifolium</i> (Naudin) Triana *	0.9891	2346	24.75	0.75	EN[LC]	CR	EX
Meliaceae	<i>Trichilia trachyantha</i> (Griseb.) C. DC.*	0.8764	17946	8539.5	3999	VU[A]	VU	EN
Myrsinaceae	<i>Solonia reflexa</i> Urb.*	0.992	6830.25	2566.5	1327.5	VU[VU]	EN	EN
Myrsinaceae	<i>Wallenia laurifolia</i> (Jacq.) Sw.	0.9135	16527	5490.75	2972.25	VU[LC]	VU	EN
Myrtaceae	<i>Mosiera acunae</i> (Borhidi & O. Muñoz) Bisse *	0.9532	9420	4986.75	2971.5	VU[A]	EN	EN
Myrtaceae	<i>Mosiera calycolpoides</i> (Griseb.) Borhidi *	0.9661	11249.25	6876	4383.75	VU[A]	VU	EN
Myrtaceae	<i>Mosiera macrophylla</i> Bisse ex Urquiola & Z. Acosta *	0.9592	9336.75	5635.5	3687.75	VU[A]	VU	EN
Myrtaceae	<i>Pimenta cainitoides</i> (Urb.) Burret	0.9311	15613.5	7217.25	5013.75	VU[EN]	VU	VU
Orchidaceae	<i>Pleurothallis mucronata</i> Lindl. ex Cogn.*	0.9829	3995.25	2013.75	1265.25	EN[CR]	EN	EN
Rubiaceae	<i>Schmidtottia shajeri</i> (Standl.) Urb. *	0.9589	17578.5	11027.25	7124.25	VU[LC]	VU	VU
Rutaceae	<i>Helietta glaucescens</i> Urb.*	0.936	18098.25	7602.75	5374.5	VU[EN]	VU	VU
Sapotaceae	<i>Manilkara valenzuelana</i> (A. Rich.) T.D. Penn.	0.9204	15478.5	7233	4927.5	VU[EN]	VU	EN
Sapotaceae	<i>Micropholis polita</i> (Griseb.) Pierre	0.9861	3877.5	1121.25	397.5	EN[EN]	EN	EN
Sapotaceae	<i>Sideroxylon jubilla</i> (Ekman ex Urb.) T.D. Penn.*	0.9816	5784	2973.75	1913.25	VU[CR]	EN	EN
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis americana</i> subsp. <i>tinifolia</i> (Sw.) Nevling	0.7555	71101.5	13944.75	8330.25	LC[CR]	VU	VU
Thymelaeaceae	<i>Linodendron aroniifolium</i> Griseb.*	0.986	5422.5	3990.75	2843.25	VU[LC]	EN	EN
Tiliaceae	<i>Tetralix brachypetalus</i> Griseb.*	0.9883	3147	821.25	278.25	EN[CR]	EN	EN