

## Efecto hipotético del cambio climático sobre la distribución de dos especies leñosas dominantes del Chaco Serrano

FRANCISCO G. ALAGGIA<sup>1,2,✉</sup>; ROMINA C. TORRES<sup>3,4</sup> & JAVIER NORI<sup>5,6</sup>

<sup>1</sup>Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Estación Forestal INTA Villa Dolores. <sup>2</sup>Centro Científico Tecnológico del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CCT), Córdoba, Argentina. <sup>3</sup>Centro de Ecología y Recursos Naturales Renovables. FCEfyN, Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina. <sup>4</sup>Instituto de Investigaciones Biológicas y Tecnológicas (IIByT-CONICET-Universidad Nacional de Córdoba). Córdoba, Argentina. <sup>5</sup>Centro de Zoología Aplicada. Jardín Zoológico. Córdoba, Argentina. <sup>6</sup>Instituto de Diversidad y Ecología Animal (IDEA-CONICET-Universidad Nacional de Córdoba). Córdoba, Argentina.

**RESUMEN.** *Lithraea molleoides* (Anacardiaceae) y *Schinopsis haenkeana* (Anacardiaceae) son especies arbóreas nativas de gran importancia en el Chaco Serrano, una región poco estudiada en relación con los posibles efectos que el cambio climático (CC) podría generar sobre su extensión. En la actualidad, los modelos de distribución de especies se encuentran entre las herramientas que más se utilizan para evaluar la conservación de especies arbóreas en el contexto del CC. Dichos modelos permiten estudiar la distribución potencial actual y la hipotética futura de las especies. Utilizando técnicas de modelado, estudiamos la distribución potencial de estas especies para las condiciones climáticas actuales e hipotéticas futuras (período 2041-2060). Además, empleando sistemas de información geográfica determinamos el porcentaje de la distribución de cada especie superpuesta con áreas protegidas. Los modelos obtenidos indicaron un área de distribución potencial de 1124737 km<sup>2</sup> para *L. molleoides* y de 158491 km<sup>2</sup> para *S. haenkeana*. Bajo los escenarios hipotéticos de CC, *L. molleoides* mostró una reducción del 18% en su distribución potencial, mientras que *S. haenkeana* evidenció un aumento del 14% en la distribución potencial; ambas especies presentaron desplazamientos hacia mayores latitudes y elevaciones. Estos resultados sugieren que el CC podría generar cambios importantes sobre la distribución de especies en subregiones aún poco estudiadas del continente, como el Chaco Serrano. La representación de las dos especies en áreas protegidas de categorías I a IV de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza fue menor al 10% de su superficie de distribución potencial. Por ello, sugerimos aumentar la superficie protegida teniendo en cuenta los cambios en la distribución potencial bajo escenarios climáticos de calentamiento a futuro, e implementar estrategias de conservación que tengan en cuenta el aprovechamiento sustentable del bosque.

[Palabras clave: áreas protegidas, calentamiento global, modelos de distribución de especies, nicho climático, SDM]

**ABSTRACT.** The hypothetical effect of climate change on the distribution of two Chaco Serrano woody species. *Lithraea molleoides* (Anacardiaceae) and *Schinopsis haenkeana* (Anacardiaceae) are native tree species of great importance in the Chaco Serrano, a region poorly studied in relation to the possible effects that climate change (CC) could have on its extension. Species distribution models are one of the most used tools for tree species conservation in the context of the global climate change. These type of models allow to study the potential distribution of species under current and hypothetical future conditions and the effectiveness of protected areas in representing species. Using modeling techniques we studied the potential distribution of both species for current and hypothetical future climatic conditions (period 2041-2060). Also, we used geographic information systems to determine the potential protected area. The models had a high concordance with the known distribution for both species and showed a potential distribution area of 1124737 km<sup>2</sup> for *L. molleoides*, and 158491 km<sup>2</sup> for *S. haenkeana*. Under climate change scenarios, *L. molleoides* showed a reduction of 18% in the potential distribution, while *S. haenkeana* showed an increase of 14% in the potential distribution. For both species, the representation in protected areas of categories I to IV of the International Union for Conservation of Nature was less than 10% of the potential distribution area. Thus, we suggest increasing the protected area considering the potential distribution under future climatic warming scenarios, and to implement conservation strategies integrating the sustainable use of the forest.

[Keywords: climatic niche, global warming, protected areas, species model distribution, SDM]

## INTRODUCCIÓN

Hoy en día, los modelos de distribución de especies son herramientas muy empleadas para generar información útil para la conservación de especies arbóreas y comunidades boscosas. Estos modelos permiten determinar la distribución potencial de una especie al relacionar sus registros de ocurrencia con factores abióticos como el clima y la topografía (Franklin et al. 2009). Permiten enfocar los esfuerzos de conservación en áreas con alta probabilidad de presencia de las especies, así como en zonas climáticamente estables donde se espera que las especies permanezcan en condiciones futuras (Hamann and Wang 2006). Por ello, los modelos de distribución de especies constituyen una herramienta clave para diseñar estrategias de conservación de especies forestales con alto valor ecológico y distribución geográfica amplia.

Las especies arbóreas constituyen organismos claves dentro de los ecosistemas boscosos, ya que definen en gran parte su estructura y funcionalidad, y —por lo tanto— contribuyen con la provisión de bienes y servicios ambientales (Ellison et al. 2005). Dichas especies influyen en forma decisiva en los ciclos de nutrientes, en la disponibilidad de luz y en el microclima, creando las condiciones ambientales propicias para el desarrollo de otras especies de fauna, flora y biota del suelo (Dyderski et al. 2018; Fleming et al. 2021). Debido a la importancia ecosistémica de las especies arbóreas, el modelado de su distribución potencial bajo distintos escenarios climáticos resulta fundamental para diseñar estrategias de conservación de bosques y especies asociadas.

Según el Panel Intergubernamental por el Cambio Climático, la modificación de la temperatura representa una de las mayores amenazas para las especies arbóreas y los ecosistemas boscosos. Para el 2100 se podrían generar aumentos de hasta 5.4 °C (IPCC 2019), especialmente en regiones montañosas, donde se prevén grandes impactos como el retroceso glaciar y la pérdida de biodiversidad (Dullinger et al. 2012). Numerosos estudios documentaron cómo el cambio climático generó y genera alteraciones en la distribución y la abundancia de muchas especies vegetales, e incluso la desaparición de algunas poblaciones (Lenoir et al. 2008). En líneas generales, las especies pueden responder de tres maneras al cambio climático: 1) modificando su área

de distribución, desplazándose hacia aquellas áreas con condiciones a las que han estado sometidas históricamente, 2) adaptándose a las nuevas condiciones (plasticidad adaptativa), o 3) restringiéndose a aquellos sitios donde las condiciones ambientales se mantengan favorables (García et al. 2014). En ocasiones extremas de este último caso, existe la posibilidad de que el cambio climático reduzca drásticamente los sitios aptos para las especies y genere su extinción (Nori et al. 2014).

En Sudamérica, las especies arbóreas nativas han sido poco estudiadas desde el punto de vista biogeográfico con respecto a especies de otras regiones del mundo, e incluso para muchas de ellas, su rango de distribución es casi desconocido (Renison et al. 2013; Perosa et al. 2014; Carvalho et al. 2017). En este contexto, además de los posibles impactos del cambio climático en la distribución de las especies leñosas, los bosques sudamericanos se encuentran bajo una alta presión de uso antrópico debido a actividades como la agricultura, la ganadería, los fuegos, la tala y el avance de las urbanizaciones (Fehlenberg et al. 2017; García et al. 2019; Argañaraz et al. 2020). Además, si bien en Sudamérica la superficie representada en áreas protegidas bajo categorías de manejo de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) ronda el 17%, gran parte de las áreas protegidas no cuentan con ningún tipo de manejo (UNEP-WCMC et al. 2020). Ante estas condiciones, el modelado de la distribución de las especies y su grado de protección efectiva en áreas protegidas asociadas a las zonas de distribución resulta fundamental para formular políticas de conservación adecuadas (Hamann and Wang 2006).

*Lithraea molleoides* (Vell.) Engl. y *Schinopsis haenkeana* Engl. son dos especies leñosas nativas de amplia distribución en Sudamérica que dan identidad biogeográfica al Distrito Serrano de la Región Chaqueña, donde conforman el estrato dominante de las comunidades con menor grado de degradación (Giorgis et al. 2017; Zeballos et al. 2020; Torres and Renison 2020); son las especies vegetales leñosas más representativas (i.e., abundantes y constantes) en 4 de los 8 grupos florísticos identificados para el Chaco Serrano (Giorgis et al. 2017). Las especies leñosas dominantes definen en gran parte las características estructurales y funcionales de los bosques, por lo que es importante preservarlos cuando se desea

conservar las comunidades boscosas con todos sus atributos (Del Moral et al. 2010; Wan et al. 2017). Dadas sus características estructurales y su importancia florística, *L. molleoides* y *S. haenkeana* cumplen un papel clave en la provisión de servicios ecosistémicos tales como la producción de agua (i.e., regulación de caudales, almacenamiento de agua), la protección de los suelos y la conservación de la biodiversidad dentro de la ecorregión del Chaco Serrano (Cabido et al. 2005; Ellison et al. 2005; Giorgis et al. 2011; Torres and Renison 2017; Cortés et al. 2020). Por este motivo, es clave indagar en el modelado de las distribuciones actuales y bajo escenarios de cambio climático que permitan reformular estrategias de conservación en áreas protegidas. En este trabajo nos proponemos 1) estimar la distribución potencial de *L. molleoides* y *S. haenkeana* bajo las condiciones climáticas actuales, 2) estimar la distribución potencial hipotética futura de ambas especies bajo diferentes escenarios de cambio climático, y 3) determinar la superposición entre los sitios de distribución potencial actuales y futuros para estas especies y las áreas protegidas.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

Comprende 14 ecorregiones, de las cuales tres (Chaco Seco, Yungas y Yungas Bolivianas) incluyen la distribución de *L. molleoides* y *S. haenkeana*, mientras que 11 ecorregiones incluyen sólo la distribución de *L. molleoides* (Bosques Atlánticos del Alto Paraná, Bosques Costeros de Bahía, Bosques Costeros de Sierra de Mar, Bosques Húmedos de Araucaria, Bosques Interiores de Bahía, Campos Rupestres y Sabanas, Cerrado, Chaco Húmedo, Sabana Mesopotámica y Sabana Uruguaya) (Olson et al. 2001). El área de estudio alberga una gran variedad de climas que van desde cálidos y húmedos hasta templados y secos (Hijmans et al. 2005). El relieve es variado, con valles fluviales, mesetas andinas, piedemonte y sierras; las altitudes sobre el nivel del mar fluctúan desde los 0 m s. n. m. en las partes más bajas hasta los 5391 m s. n. m. en las zonas más altas (Sayre et al. 2008). Debido a esta heterogeneidad en el clima y el relieve, el área de estudio abarca una variedad de comunidades vegetales como bosques lluviosos, pantanos litorales, sabanas y zonas con gramíneas y matorrales (Olson et al. 2001) (Figura 1).

### Especies de estudio

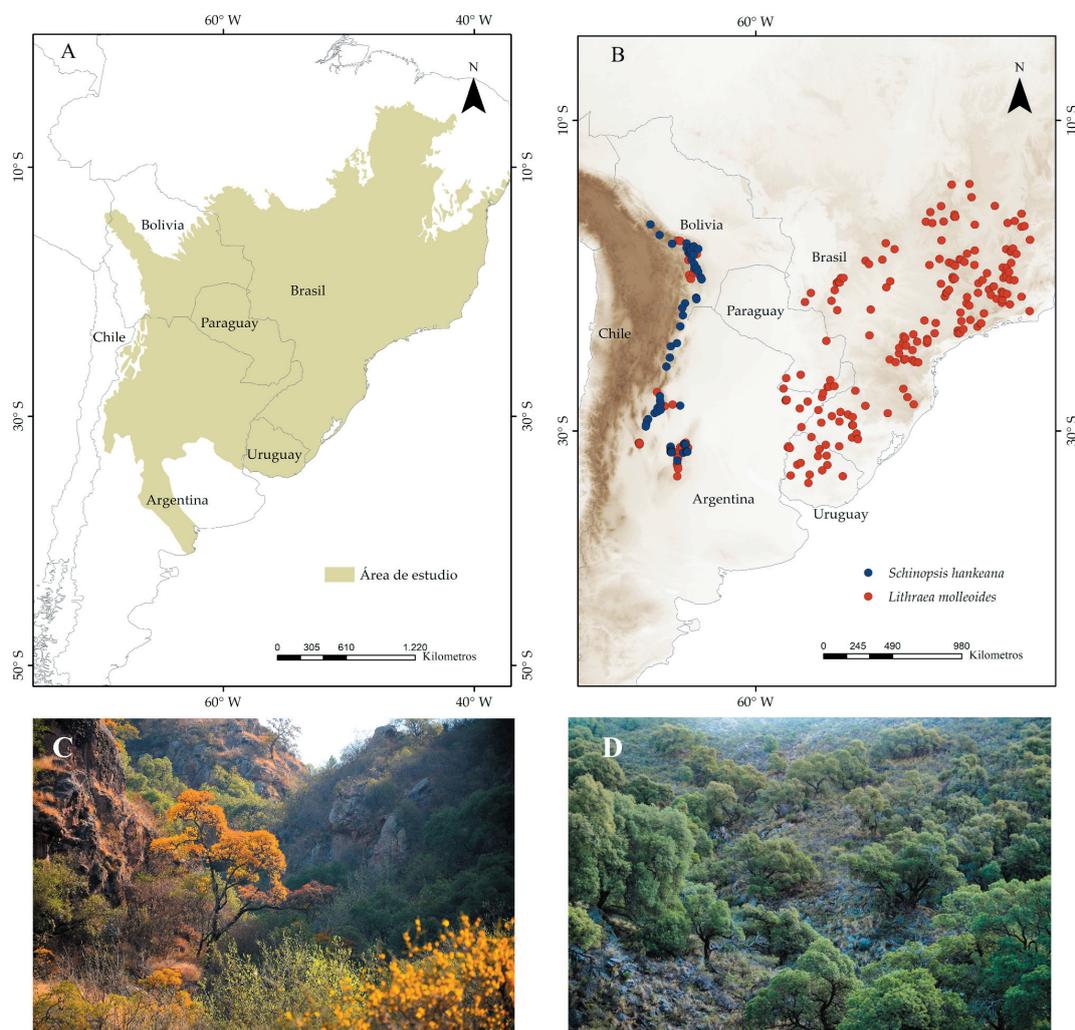
*Lithraea molleoides* (Vell.) Engl. (Anacardiaceae), conocida comúnmente como Aruera, Molle de beber, Molle dulce, Molle, Chicha, Chichita, Aguaribay o Aguaraiabá, se distribuye en la Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay, en las ecorregiones del Chaco Seco, Selvas Paranaenses y Selvas en Galería (Muñoz 2000; Zuloaga et al. 2008). *Schinopsis haenkeana* Engl. (Anacardiaceae), cuyo nombre vulgar es Quebracho Colorado del Cerro, Horco Quebracho u Orco Quebracho, se distribuye en la Argentina y Bolivia en el Distrito Serrano de la ecorregión del Chaco y en la zona de transición entre este distrito y la ecorregión de las Yungas (Zuloaga et al. 2008; Flores et al. 2013). Aunque por medio de análisis multivariado de caracteres morfológicos esta especie fue sinonimizada como *S. lorentzii* (Flores et al. 2013), estudios posteriores indicaron que sería una entidad diferenciable en términos morfológicos y moleculares, siendo el nombre correcto para este taxón *S. haenkeana* (Mogni et al. 2017; Suárez et al. 2019). Esta especie fue catalogada como vulnerable por la UICN debido a la pérdida de hábitat, especialmente en el centro de la Argentina (Walter and Gillett 1997).

### Obtención de datos

Se elaboró una base de datos de registros de presencia de las especies a partir de datos georreferenciados propios y colecciones de herbarios digitales (BHCH, BOTW, CGMS, CORD, CPAP, EAC, ESA, FUEL, HBVIRFLBRAS, HJ, HCM, HJ, HUFJSJ, ICN, JOI, LUSC, MBM, NY, RB, SPF, UEC y USZ) (Thiers 2021) (ver Material Suplementario). En total, el estudio contó con 342 registros de presencia (239 para *L. molleoides* y 103 para *S. haenkeana*) (Figura 1). Del total de los registros, 59 fueron obtenidos a campo y 283 de colecciones de herbarios.

### Datos climáticos y topográficos

En una primera instancia se consideraron 20 variables (19 bioclimáticas y la pendiente), tanto para condiciones climáticas actuales como futuras, obtenidas con una resolución espacial de 2.5 minutos de arco (disponibles en worldclim.org) (Hijmans et al. 2005). Luego se realizó un análisis de correlación de Pearson para el conjunto de las 20 variables y se seleccionó un subconjunto de variables con un índice de correlación menor a 0.75 (Nori



**Figura 1.** (A) Ubicación del área de estudio en América del Sur. (B) Registros de presencia de *Lithraea molleoides* (círculos rojos) y *Schinopsis hankeana* (círculos azules). Bosques de *Schinopsis hankeana* (C) y *Lithraea molleoides* (D) en la región central de la Argentina.

**Figure 1.** (A) Location of the study area in South America. (B) Species presence records for *Lithraea molleoides* (red circles) and *Schinopsis hankeana* (blue circles). Forests of *Schinopsis hankeana* (C) and *Lithraea molleoides* (D) in the central region of Argentina.

et al. 2014; Bosso et al. 2017; Yang et al. 2018; Decombes et al. 2020) y con alto significado biológico de acuerdo con la experiencia de los autores. Las variables seleccionadas fueron oscilación diurna de la temperatura (°C), temperatura mínima media del período más frío, precipitación media anual (mm), precipitación del período más seco (mm), precipitación del trimestre más cálido (mm), precipitación del trimestre más frío (mm) y pendiente (%). Las variables climáticas utilizadas fueron descargadas de la plataforma *worldclim* ([worldclim.org](http://worldclim.org)). Para modelar la distribución actual se descargaron las medias de las variables climáticas seleccionadas para el período 1950-2000 (Hijmans et al. 2005). Para

el modelado de la distribución hipotética bajo condiciones climáticas futuras (período 2041-2060) se utilizaron las mismas variables, según el escenario RPC 4.5 (rutas representativas de concentración de gases de efecto invernadero). Dicho escenario presenta valores medios en las tasas de emisión de dióxido de carbono respecto a los 4 RPC existentes (IPCC 2019). Debido a la gran incertidumbre entre los diferentes modelos de circulación global (MCG), y con el fin de cubrir un amplio rango de variación entre ellos, se seleccionaron cuatro modelos diferentes: *Community Climate System Model 4.0* (CCSM5); el *Coupled Model 5A* de baja resolución, del Instituto Pierre Simon Laplace (IPSL-CM5A-LR); el

modelo conjunto versión 4.0 del *Institute for Numerical Mathematics* (INMCM5) y el *Model for Interdisciplinary Research on Climate v.5* (MIROC5). Estos MCG comprenden una gama considerable de sensibilidades climáticas de equilibrio.

#### *Modelado de distribución de las especies*

Los sitios de distribución potencial para *L. molleoides* y *S. haenkeana* se estimaron por medio de modelos de distribución de especies. Estos modelos correlacionan los sitios de presencia de las especies con diferentes variables climáticas y topográficas a fin de estimar y cartografiar la 'idoneidad' en cada uno de los píxeles en que se divide el área de estudio para la presencia de la especie en cuestión (Franklin et al. 2009; Peterson et al. 2011). A fin de minimizar la incertidumbre que conlleva el uso de los diferentes algoritmos y escenarios climáticos, se empleó el protocolo *Ensemble Forecasting*, que consiste en buscar áreas de alto consenso entre los resultados de los diferentes métodos o escenarios climáticos. Este protocolo permite producir modelos y proyecciones mucho más conservativas que utilizando sólo un método y escenario climático (para detalles, ver Araújo and New [2007]).

Los modelos de distribución de especies fueron calibrados utilizando los registros de ocurrencia y los cinco escenarios climáticos (uno para las condiciones actuales, cuatro para el año 2050) para cada uno de los algoritmos disponibles en el paquete de R *Biomod2: Gradient Boosting Machines* (GBM) (Friedman 2001), *Artificial Neural Networks* (ANN) (Dedecker et al. 2004), *Classification Tree Analysis* (CTA) (Breiman et al. 2017), *Random Forest* (RF) (Benito Garzón et al. 2007) y *MaxEnt* (Phillips et al. 2006). Por especie se realizaron un total de 125 modelos (5 algoritmos × 5 escenarios × 5 repeticiones). Los modelos se calibraron en el área correspondiente a la zona buffer (100 km lineales) de todas las ecorregiones con presencia probada para cada una de las especies, a fin de evitar errores comunes asociados a las zonas de calibración o entrenamiento y posterior evaluación de los modelos (ver Barve et al. 2011). Debido a que algunos de los algoritmos requieren de ausencias (o en su defecto pseudoausencias), para la calibración se generaron 10000 pseudoausencias ubicadas al azar en la zona de proyección, respetando una distancia lineal mínima de 35 km entre cualquier presencia y pseudoausencia.

Cada uno de los modelos se evaluó utilizando 20% de los registros como 'datos de prueba' con el fin de calcular un parámetro de evaluación independiente del umbral de binarización de los mismos (el *Area Under Curve/Receiver Operating Characteristic* [AUC/ROC]) y otro dependiente del mismo (*True Skill Statistics* [TSS] [Li and Wang {2013}]). Ambos parámetros derivados de la sensibilidad (verdaderos positivos/todas las presencias) y especificidad (verdaderas ausencias/todas las ausencias) de los modelos. Sólo se incluyeron en los ensambles finales las proyecciones que tuvieron un valor de la prueba AUC y TSS mayor a 0.7. Los ensambles se realizaron a partir de promedios ponderados (por el valor de AUC) de todas las proyecciones incluidas (Nori et al. 2016).

Para generar una predicción binaria de presencia/ausencia a partir de cada ensamble final (presente y futuro) que permita definir las áreas climáticamente adecuadas para cada especie en cada escenario, se estableció un umbral de corte. En este caso se seleccionó como umbral el menor valor de 'suitability' que incluyó dentro del área adecuada al 85% de los registros de cada especie. Dicho umbral acepta/fija una tasa de omisión del 15% en relación al total de los registros. Si bien la tasa de omisión fijada parece alta, se seleccionó principalmente atendiendo a las fuentes de información utilizadas para generar la base de datos, que puede presentar incertezas importantes (Maldonado et al. 2015). A su vez, las proyecciones de los modelos fueron restringidas a las ecorregiones con presencia probada de estas especies; consideramos que tales ecorregiones son zonas accesibles para las especies (Barve et al. 2011). Asimismo, para el escenario climático futuro se realizó un ensamble de cada modelo de circulación global y luego los *rasters* de cada uno de estos ensambles se promediaron con el *software* QGIS a fin de obtener un ensamble futuro final. De esta manera, se superpusieron las predicciones finales presentes y futuras de cada especie (con la proyección *South America Albers Area Conic*) en QGIS, para calcular la pérdida/ganancia de espacios climáticamente adecuados para las especies bajo el efecto del cambio climático global.

#### *Análisis de áreas protegidas*

Para determinar la superposición entre la distribución potencial actual y futura para estas especies y las áreas protegidas se utilizó un mapa de las áreas protegidas de

Sudamérica en formato vectorial (UNEP-WCMC et al. 2020). A través del software QGIS y utilizando la proyección *South America Albers Area Conic*, se superpuso dicho mapa con los sitios de distribución potencial (en condiciones presentes y futuras) y se calculó la superficie protegida para cada una de las especies. A su vez se clasificaron las superficies protegidas según los tipos de categorías de protección propuestas por la UICN considerando principalmente a la diferenciación entre áreas con manejo que persigue objetivos de conservación (I-IV) y aquellas que no necesariamente lo presentan (V-VI) (UNEP-WCMC et al. 2020).

## RESULTADOS

### *Parámetros de evaluación*

Los parámetros de evaluación de los modelos (considerando todas las proyecciones realizadas) mostraron en general una buena capacidad predictiva. En el caso de *L. molleoides*, los valores de evaluación para los datos de prueba variaron entre 0.69 y 0.92 ( $0.8\pm 0.07$ ) para la prueba de AUC, y entre 0.36 y 0.70 ( $0.57\pm 0.09$ ) para la prueba de TSS. En el caso de *S. haenkeana*, los valores de evaluación variaron entre 0.83 y 0.98 ( $0.94\pm 0.04$ ) para la prueba de AUC, y entre 0.72 y 0.92 ( $0.86\pm 0.05$ ) para la prueba de TSS (Tabla 1).

### *Distribución potencial para las condiciones climáticas actuales y futuras*

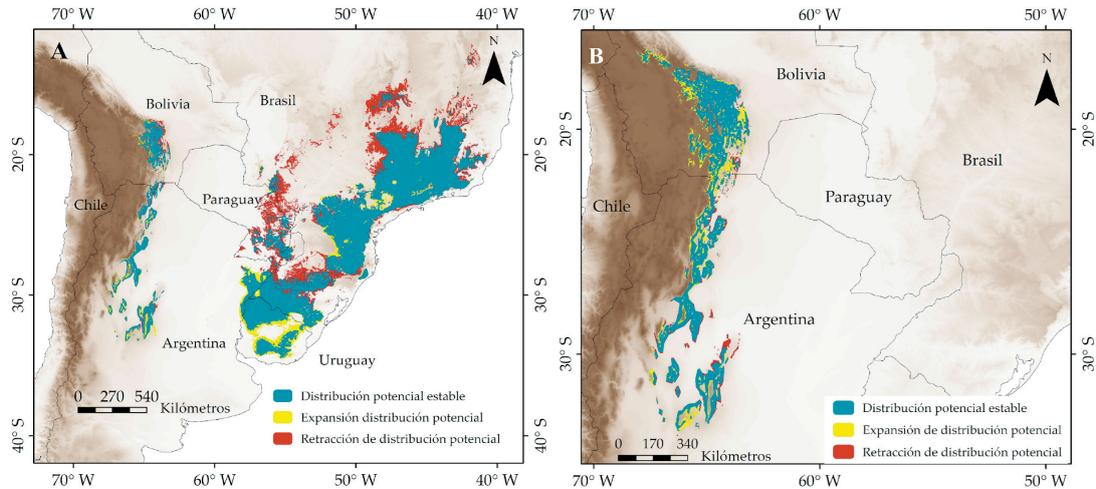
En condiciones actuales, la distribución potencial de cada especie mostró una alta concordancia con las regiones en donde se encuentran los registros de presencia. La excepción fueron algunas zonas en las que se registraron errores de comisión importantes.

Para *L. molleoides*, la distribución potencial fue disyunta e incluyó dos sectores. Uno de ellos abarcó los cordones montañosos que se extienden en dirección norte-sur desde la región central de Bolivia ( $17^{\circ}26'$  S) hasta el centro de la Argentina ( $33^{\circ}28'$  S), abarcando las ecorregiones de la Cordillera Oriental, las Sierras Subandinas, el Chaco, las Yungas y las Yungas Bolivianas. El otro sector comprendió desde el noreste de Brasil ( $34^{\circ}19'$  S) hasta Uruguay y el centro de la Argentina ( $11^{\circ}53'$  S), en las ecorregiones de los Bosques Atlánticos del Alto Paraná, los Bosques Costeros de Bahía, los Bosques Costeros de Sierra de Mar, los Bosques Húmedos de Araucaria, los Bosques Interiores de Bahía, los Campos Rupestres y Sabanas, el Cerrado y Chaco Húmedo, la Sabana Mesopotámica y la Sabana Uruguaya (Figura 2A). Las zonas de comisión, se encontraron en un continuo desde el centro de la Argentina (provincia de Tucumán) hasta el centro sur de Bolivia. A su vez, se encontraron áreas de comisión en las

**Tabla 1.** Valores de los parámetros de evaluación para los cinco algoritmos utilizados en el modelado de distribución potencial para *L. molleoides* y *S. haenkeana*.

**Table 1.** Values of performance metrics for five algorithms used to model the potential distribution of *L. molleoides* and *S. haenkeana*.

Especie	Repetición	Prueba	Algoritmo				
			GBM	CTA	ANN	RF	MAXENT
<i>L. molleoides</i>	1	TSS	0.597	0.568	0.619	0.454	0.574
		AUC	0.87	0.784	0.894	0.744	0.858
	2	TSS	0.622	0.458	0.703	0.418	0.577
		AUC	0.882	0.748	0.908	0.752	0.875
	3	TSS	0.626	0.567	0.675	0.464	0.591
		AUC	0.886	0.8	0.915	0.779	0.872
	4	TSS	0.632	0.492	0.671	0.383	0.634
		AUC	0.867	0.777	0.895	0.717	0.869
	5	TSS	0.621	0.575	0.691	0.363	0.601
		AUC	0.893	0.912	0.914	0.69	0.878
<i>S. haenkeana</i>	1	TSS	0.828	0.718	0.82	0.852	0.904
		AUC	0.961	0.859	0.923	0.977	0.977
	2	TSS	0.886	0.912	0.892	0.921	0.908
		AUC	0.983	0.956	0.906	0.966	0.985
	3	TSS	0.81	0.767	0.9	0.849	0.872
		AUC	0.956	0.883	0.834	0.981	0.967
	4	TSS	0.875	0.874	0.883	0.9	0.919
		AUC	0.973	0.937	0.93	0.963	0.98
	5	TSS	0.873	0.839	0.891	0.87	0.794
		AUC	0.941	0.92	0.958	0.955	0.958



**Figura 2.** Cambios en el área de distribución potencial para las condiciones climáticas actuales y para el período 2041-2060. (A) *Litharea molleoides*. (B) *Schinopsis haenkeana*.

**Figure 2.** Changes in the potential range for current climatic conditions and for the period 2041-2060. (A) *Litharea molleoides*. (B) *Schinopsis haenkeana*.

sierras de Olta y de San Luis, en el extremo sur de la distribución.

Para *S. haenkeana*, la distribución potencial se presentó como un continuo desde el centro de Bolivia (16°40' S) hasta el centro de la Argentina (33°27' S), siguiendo las ecorregiones de la Cordillera Oriental y las Sierras Subandinas, el Chaco, las Yungas y las Yungas Bolivianas (Figura 2B). Para esta especie, las áreas de comisión más importantes se encontraron en las Sierras de Olta y en las Sierras de San Luis, en el centro de la Argentina.

En cuanto al cambio de distribución potencial respecto a los escenarios hipotéticos futuros (año 2050), se predijo que la superficie de distribución potencial de *L. molleoides* disminuiría 18% respecto a las condiciones presentes (Tabla 2), con una retracción considerable al este y al noreste de la distribución y una leve expansión hacia el sur (Figura 2A). En cambio, la superficie de distribución potencial de *S. haenkeana* aumentaría hasta cerca de 14% para el escenario futuro (Tabla 2), con pequeños aumentos en la superficie de distribución potencial en sitios de mayor latitud y altitud, y pequeñas retracciones en el extremo norte de la distribución en las altitudes más bajas (Figura 2B).

#### Análisis de áreas protegidas

Los resultados de la superposición de la distribución potencial bajo condiciones

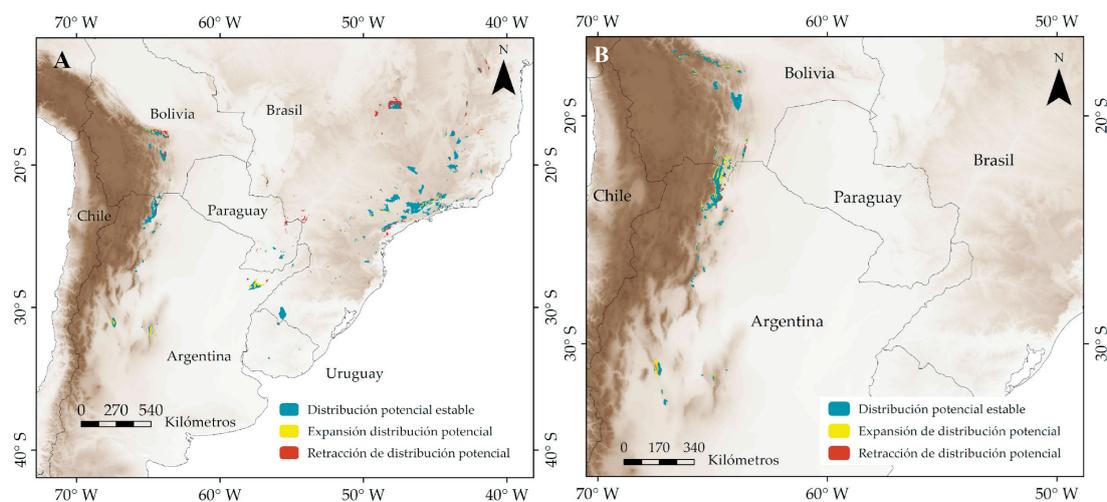
**Tabla 2.** Superficie de distribución potencial actual e hipotética futura (km<sup>2</sup>) y porcentaje de cambio para *L. molleoides* y *S. haenkeana*.

**Table 2.** Area of current and future potential distribution (km<sup>2</sup>) and percentage of change for *L. molleoides* and *S. haenkeana*.

	<i>L. molleoides</i>	<i>S. haenkeana</i>
Distribución potencial actual (km <sup>2</sup> )	1124737	158491
Distribución potencial futura (km <sup>2</sup> )	932799	179929
Porcentajes de cambio en la distribución potencial (escenarios actuales respecto a los futuros)	-18.07	13.53

actuales y las áreas protegidas mostraron que *L. molleoides* y *S. haenkeana* poseen 7.12% y 10.67% de su distribución potencial representados en el sistema de áreas protegidas, respectivamente. Los modelos de distribución bajo condiciones hipotéticas futuras indican que la superficie protegida para *L. molleoides* disminuirá alrededor de 9% (Tabla 3, Figura 3A), mientras que para *S. haenkeana* aumentará alrededor de 23% (Tabla 3, Figura 3B). Las mayores pérdidas de superficie de distribución potencial protegida se observaron al sureste de Brasil para el caso de *L. molleoides*, y en las zonas de menor altitud a lo largo de todo el rango de distribución para el caso de *S. haenkeana*.

A su vez, una gran parte de las áreas protegidas donde se encuentran las especies



**Figura 3.** Cambios en el área de distribución potencial incluida en áreas protegidas para las condiciones climáticas actuales y para el período 2041-2060. (A) *Litharea molleoides*. (B) *Schinopsis hankeana*.

**Figure 3.** Changes in the potential range included in protected areas for current climatic conditions and period 2041-2060. (A) *Litharea molleoides*. (B) *Schinopsis hankeana*.

**Tabla 3.** Superficie de distribución potencial (km<sup>2</sup>) actual e hipotética futura protegida según las categorías de conservación de la UICN, para *L. molleoides* y *S. hankeana*.

**Table 3.** Potential distribution area (km<sup>2</sup>) under current and future climatic conditions included in protected areas following the IUCN categories for *L. molleoides* and *S. hankeana*.

Categoría IUCN	<i>L. molleoides</i>		<i>S. hankeana</i>	
	Superficie protegida en condiciones climáticas actuales (km <sup>2</sup> )	Superficie protegida en condiciones hipotéticas futuras (km <sup>2</sup> )	Superficie protegida en condiciones climáticas actuales (km <sup>2</sup> )	Superficie protegida en condiciones hipotéticas futuras (km <sup>2</sup> )
Ia - Reserva Natural Estricta	949	792	114	121
II - Parque Nacional	17869	14642	6426	7010
III - Monumento Natural	46	45	117	123
IV - Área de manejo de hábitats/especies	1855	1586	1195	2212
V - Paisaje terrestre y marino protegido	24077	18858	31	135
VI - Área protegida manejada	6257	9410	2190	3266
No aplicable	6275	5774	5852	6978
No reportada	2285	21383	990	955
Total	80114	72493	16916	20802

no posee ningún tipo de manejo orientado a la conservación de los establecidos por la UICN. Para *L. molleoides*, el 63.76% de las áreas protegidas donde podría encontrarse la especie tiene algún tipo de manejo para la conservación, mientras que para *S. hankeana*,

sólo el 59.54% de las áreas protegidas donde podría encontrarse la especie están manejadas para la conservación bajo criterios de la UICN. Los pronósticos para el futuro, en el caso de mantenerse las mismas áreas protegidas, no arrojaron importantes cambios en los

porcentajes de superficie protegida manejada y no manejada para la conservación de ambas especies (Tabla 3).

## DISCUSIÓN

Este estudio representa el primer análisis cuantitativo de la distribución de estas dos especies leñosas endémicas de Sudamérica de gran importancia, no sólo en términos de conservación (Torres and Renison 2016; Giorgis et al. 2017), sino también desde un punto de vista biogeográfico, en la ecorregión del Chaco Serrano. Nuestros resultados muestran un análisis detallado de sus distribuciones y evidencian que el cambio climático podría influir sobre las mismas, y —por lo tanto— sobre la extensión de las ecorregiones en las cuales son características (e.g., la subregión del Chaco Serrano [Wang et al. 2019; Yu et al. 2019]). Asimismo, y en concordancia con lo que ocurre con otros organismos a escala regional (Cuyckens et al. 2016; Nori et al. 2016), nuestros resultados evidencian que las áreas protegidas no son eficientes para abarcar las distintas ecorregiones donde se distribuyen estas especies.

Los modelos arrojaron que *L. molleoides* se distribuye en cinco países (Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay), en concordancia con lo indicado por Zuloaga et al. (2008) y Demaio et al. (2015), y que ocupa las ecorregiones de la Selva Paranaense y el Chaco, de acuerdo con lo explicitado por Muñoz (2000). Además, los modelos proyectan que la especie podría llegar marginalmente a zonas en donde todavía no se registró su ocurrencia, tales como el estado de Espírito Santo en Brasil, y San José, Treinta y Tres, Colonia, Río, Soriano y Río Negro en Uruguay.

En cuanto a *S. haenkeana*, los modelos arrojaron sitios de distribución potencial en la Argentina y Bolivia, como señalan Zuloaga et al. (2008) y Flores et al. (2013). Flores et al. (2013) realizan una descripción de la distribución de la especie en el centro y sur de Bolivia y en el noroeste y centro oeste de la Argentina (zona serrana de la ecorregión Chaqueña), con límite austral en el Valle Fértil de la provincia de San Juan, en Argentina. Asimismo, Muñoz (2000) señala que la especie se encuentra en la ecorregión Chaqueña y en zonas marginales de la ecorregión de las Yungas. Los modelos aquí reportados coinciden en gran medida con esta descripción de Muñoz (2000), pero

incluyen también zonas no marginales de la ecorregión de las Yungas, por lo que sería necesario realizar nuevos relevamientos de la distribución efectiva de la especie para verificar su distribución en esas zonas potencialmente aptas para la especie. Asimismo, existe la posibilidad de que los errores de comisión mencionados puedan estar explicados por la influencia de eventos históricos o fuertes interacciones biológicas excluyentes, que resultan limitantes importantes de los métodos implementados.

Respecto a las predicciones futuras de los modelos de cambio climático, ambas especies mostraron cambios en la distribución potencial que coinciden en gran medida con los patrones generales asociados a la respuesta de las especies al calentamiento global (Lenoir et al. 2008). Para *L. molleoides* se espera una considerable retracción de su distribución potencial hacia latitudes menores que coinciden con los sitios en los que se prevén mayores aumentos de temperatura para las condiciones hipotéticas futuras en el continente (IPCC 2019). Asimismo, *S. haenkeana* muestra un patrón de cambio similar al de las poblaciones occidentales de *L. molleoides*, ya que su superficie climáticamente apta neta no disminuiría, sino que se trasladaría espacialmente hacia sitios más australes o más elevados, y, por ende, hacia temperaturas medias menores. De esta manera, la distribución potencial de ambas especies se trasladaría a sitios de mayor latitud y altitud sobre el nivel del mar. Este patrón fue observado a nivel global en una gran cantidad de organismos; entre ellos, en especies arbóreas (Lenoir et al. 2008; Feeley and Silman 2010; Cuyckens et al. 2016; Srur et al. 2018).

Con respecto a la representatividad de las especies en áreas protegidas, la superficie de los sitios protegidos dentro de los rangos de distribución potencial alcanza poco más de 7 y 10% para *L. molleoides* y *S. haenkeana*, respectivamente. Sin embargo, si tenemos en cuenta las áreas protegidas de categoría IUCN I a VI —que son las que persiguen objetivos de conservación de biodiversidad— los porcentajes se reducen considerablemente, alcanzando apenas 4 y 6%, respectivamente. En el caso de *L. molleoides*, los resultados sugieren que el cambio climático global podría reducir aun más su superficie protegida, un patrón que ya fue reportado para otras especies y en otras regiones (Cuyckens et al.

2016; Nori et al. 2016). Dada la importancia ecológica que tienen estas especies en la región central de la Argentina y Bolivia (i.e., ecorregión Chaqueña), sería importante generar estrategias que tiendan a aumentar su superficie protegida en esta zona, más aun teniendo en cuenta que las áreas protegidas dentro del Chaco Serrano representan menos del 12-17% recomendado (Baldi et al. 2019).

En función de lo expuesto, resulta evidente que *L. molleoides* se encuentra bajo una mayor presión por el CC que *S. hankeana*. Sin embargo, debido al rango de distribución más acotado de *S. hankeana* y a ciertas presiones que exceden la escala del presente análisis (e.g., la extracción selectiva de especies maderables), la UICN la clasificó como especie vulnerable. Por ello resulta crucial desarrollar estrategias que tiendan a mejorar las condiciones de las áreas protegidas actuales y ampliar sus superficies teniendo en cuenta los posibles impactos del

cambio climático en la distribución de estas especies. Además, teniendo en cuenta que la mayor superficie de distribución potencial de estas especies se encuentra en zonas de producción ganadera, es necesario trabajar por el desarrollo de estrategias de conservación integrales en los modelos productivos actuales (i.e., sistemas silvopastoriles, manejos de bosque con ganadería integrada y sistemas agroforestales). La inclusión de estrategias de conservación dentro de los planes de manejo productivo (e.g., clausuras para el manejo de la regeneración) será clave a la hora de conservar estas especies, y los servicios ecosistémicos que generan.

AGRADECIMIENTOS. A Daniel Renison por sus valiosos aportes para el desarrollo del presente estudio. Al Museo Botánico de Córdoba (Argentina) y al Museo Natural Noel Kempff Mercado (Bolivia) por el aporte de información clave para el desarrollo de este trabajo.

## REFERENCIAS

- Araújo, M. B., and M. New. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 42-47. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.010>.
- Argañaraz, J. P., A. M. Cingolani, L. M. Bellis, and M. Giorgis. 2020. Fire incidence along an elevation gradient in the mountains of central Argentina. *Ecología Austral* 30(2):268-281. <https://doi.org/10.25260/EA.20.30.2.0.1054>.
- Baldi, G., S. Schauman, M. Texeira, S. Marinaro, O. A. Martin, P. Gandini, and E. G. Jobbágy. 2019. Nature representation in South American protected areas: Country contrasts and conservation priorities. *PeerJ* 7:e7155. <https://doi.org/10.7717/peerj.7155>.
- Barve, N., V. Barve, A. Jiménez-Valverde, A. Lira-Noriega, S. P. Maher, A. T. Peterson, J. Soberón, and F. Villalobos. 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling* 222:1810-1819. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.02.011>.
- Benito Garzón, M., R. Sánchez De Dios, and H. Sáinz Ollero. 2007. Predictive modelling of tree species distributions on the Iberian Peninsula during the Last Glacial Maximum and Mid-Holocene. *Ecography* 30:120-134. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2007.04813.x>.
- Bosso, L., N. Luchi, G. Maresi, G. Cristinzio, S. Smeraldo, and D. Russo. 2017. Predicting current and future disease outbreaks of *Diplodia sapinea* shoot blight in Italy: species distribution models as a tool for forest management planning. *Forest Ecology and Management* 400:655-664. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.044>.
- Breiman, L., J. H. Friedman, R. A. Olshen, and C. J. Stone. 1984. *Classification and Regression Trees*. First edition. Routledge. Boca Raton, USA. Pp. 368. <https://doi.org/10.1201/9781315139470>.
- Carvalho, M. C., L. R. Gomide, R. M. dos Santos, J. R. Soares Scolforo, L. M. T. de Carvalho, and J. M. de Mello. 2017. Modelagem do nicho ecológicos de espécies arbóreas em uma área tropical brasileira. *Cerne* 23:229-240. <https://doi.org/10.1590/01047760201723022308>.
- Cortés, S. S., J. I. Whitworth-Hulse, E. L. Piovano, D. E. Gurvich, and P. N. Magliano. 2020. Changes in rainfall partitioning caused by the replacement of native dry forests of *Lithraea molleoides* by exotic plantations of *Pinus elliottii* in the dry Chaco mountain forests, central Argentina. *J Arid Land* 12:717-729. <https://doi.org/10.1007/s40333-020-0070-1>.
- Cuyckens, G. A. E., D. A. Christie, A. I. Domic, L. R. Malizia, and D. Renison. 2016. Climate change and the distribution and conservation of the world's highest elevation woodlands in the South American Altiplano. *Global and Planetary Change* 137:79-87. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2015.12.010>.
- Descombes, P., L. Walthert, A. Baltensweiler, R. G. Meuli, D. N. Karger, C. Ginzler, D. Zurell, and N. E. Zimmermann. 2020. Spatial modelling of ecological indicator values improves predictions of plant distributions in complex landscapes. *Ecography* 43(10):1448-1463. <https://doi.org/10.1111/ecog.05117>.
- Dedecker, A., P. Goethals, W. Gabriels and N. De Pauw. 2004. Optimization of Artificial Neural Network (ANN) model design for prediction of macroinvertebrates in the Zwalm river basin (Flanders, Belgium). *Ecological Modelling* 174(1-2):161-173. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.01.003>.
- Del Moral, R., J. M. Saura, and J. N. Emenegger. 2010. Primary succession trajectories on a barren plain, Mount St. Helens, Washington. *Journal of Vegetation Science* 21(5):857-867. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01189.x>.
- Demaió, P. H., M. Medina, and U. O. Karlin. 2015. *Árboles nativos del centro de Argentina*. Primera edición. Ecoval. Buenos Aires, Argentina.

- Diniz-Filho, J. A. F., L. Mauricio Bini, T. Fernando Rangel, R. D. Loyola, C. Hof, D. Nogués-Bravo, and M. B. Araújo. 2009. Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography* 32:897-906. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06196.x>.
- Dullinger, S., A. Gattringer, W. Thuiller, D. Moser, N. E. Zimmermann, A. Guisan, W. Willner, C. Plutzer, M. Leitner, T. Mang, M. Caccianiga, T. Dirnböck, S. Ertl, A. Fischer, J. Lenoir, J. C. Svenning, A. Psomas, D. R. Schmatz, U. Silc, P. Vittoz, and K. Hülber. 2012. Extinction debt of high-mountain plants under twenty-first-century climate change. *Nature Climate Change* 2(8):619-622. <https://doi.org/10.1038/nclimate1514>.
- Dyderski, M., S. Paz, L. Frelich, and A. Jagodzinski. 2018. How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Global Change Biology* 24:1150-1163. <https://doi.org/10.1111/gcb.13925>.
- Ellison, A. M., M. S. Bank, B. D. Clinton, E. A. Colburn, K. Elliott, C. R. Ford, D. R. Foster, B. D. Kloeppel, J. D. Knoepp, G. M. Lovett, J. Mohan, D. A. Orwig, N. L. Rodenhouse, W. V. Sobczak, K. A. Stinson, J. K. Stone, C. M. Swan, J. Thompson, B. Von Holle, and J. R. Webster. 2005. Loss of foundation species: Consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3:479-486. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2005\)003\[0479:LOFSCF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2005)003[0479:LOFSCF]2.0.CO;2).
- Feeley, K. J., and M. R. Silman. 2010. Land-use and climate change effects on population size and extinction risk of Andean plants. *Global Change Biology* 16(12):3215-3222. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02197.x>.
- Fehlenberg, V., M. Baumann, N. I. Gasparri, M. Piquer-Rodríguez, G. Gavier-Pizarro, and T. Kuemmerle. 2017. The role of soybean production as an underlying driver of deforestation in the South American Chaco. *Global Environmental Change* 45:24-34. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.05.001>.
- Fleming, P. A., J. J. Wentzel, S. J. Dundas, T. L. Kreplins, M. D. Craig, and G. E. S. J. Hardy. 2021. Global meta-analysis of tree decline impacts on fauna. *Biological Reviews* 96(5):1744-1768. <https://doi.org/10.1111/brv.12725>.
- Flores, C. B., M. A. Zapater, and S. Sühring. 2013. Identidad taxonómica de *Schinopsis lorentzii* y *Schinopsis marginata* (Anacardiaceae). *Darwiniana* 1:25-38.
- Franklin, J., K. E. Wejnert, S. A. Hathaway, C. J. Rochester, and R. N. Fisher. 2009. Effect of species rarity on the accuracy of species distribution models for reptiles and amphibians in southern California. *Diversity and Distributions* 15: 167-177. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00536.x>.
- Friedman, J. H. 2001. Greedy function approximation: A gradient boosting machine. *Annals of Statistics* 29:1189-1232. <https://doi.org/10.1214/aos/1013203451>.
- García, R. A., M. Cabeza, C. Rahbek, and M. B. Araújo. 2014. Multiple dimensions of climate change and their implications for biodiversity. *Science* 344(6183). <https://doi.org/10.1126/science.1247579>.
- García, R. A., J. Franzese, N. Policelli, Y. Sasal, R. D. Zenni, M. A. Núñez, K. Taylor, and A. Pauchard. 2019. Non-native pines are homogenizing the ecosystems of South America. Pp. 245-263 in R. Rozzi, H. M. Jr. Roy, F. Stuart Chapin III, F. Massardo, M. C. Gavin, I. J. Klaver, A. Pauchard, M. A. Núñez and D. Simberloff (eds.). *From Biocultural Homogenization to Biocultural Conservation*. Springer, Cham, Suiza. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-99513-7\\_15](https://doi.org/10.1007/978-3-319-99513-7_15).
- Giorgis, M. A., A. M. Cingolani, D. E. Gurvich, P. A. Tecco, J. Chiapella, F. Chiarini, and M. Cabido. 2017. Changes in floristic composition and physiognomy are decoupled along elevation gradients in central Argentina. *Applied Vegetation Science* 20:558-571. <https://doi.org/10.25260/EA.20.30.2.0.1054>.
- Giorgis, M. A., A. M. Cingolani, F. Chiarini, J. Chiapella, G. Barboza, L. Ariza Espinar, R. Morero, D. E. Gurvich, P. A. Tecco, R. Subils, and M. Cabido. 2011. Composición florística del Bosque Chaqueño Serrano de la provincia de Córdoba, Argentina. *Kurtziana* 36(1):9-43.
- Hamann, A., and T. L. Wang. 2006. Potential effects of climate change on ecosystem and tree species distribution in British Columbia. *Ecology* 87:2773-2786. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[2773:PEOCCO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[2773:PEOCCO]2.0.CO;2).
- Hijmans, R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones, and A. Jarvis. 2005. Very high-resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965-1978. <https://doi.org/10.1002/joc.1276>.
- Lenoir, J., J. C. Gégout, P. A. Marquet, P. De Ruffray, and H. Brisse. 2008. A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science* 320:1768-1771. <https://doi.org/10.1126/science.1156831>.
- Li, X., and Y. Wang. 2013. Applying various algorithms for species distribution modelling. *Integrative Zoology* 8:124-135. <https://doi.org/10.1111/1749-4877.12000>.
- Maldonado, C., C. I. Molina, A. Zizka, A. C. Persson, M. C. Taylor, J. Albán, E. Chilquillo, N. E., Ronsted, and A. Antonelli. 2015. Estimating species diversity and distribution in the era of Big Data: to what extent can we trust public databases? *Global Ecology and Biogeography* 24(8):973-984. <https://doi.org/10.1111/geb.12326>.
- Mogni, V., D. E. Prado, and L. J. Oakley. 2017. Notas nomenclaturales en el género *Schinopsis* (Anacardiaceae). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 52:185-190.
- Muñoz, J. de D. 2000. Anacardiaceae. *En Flora Fanerogámica Argentina*. Fascículo 65:1-28. Programa ProFlora (CONICET-Córdoba), 1994-2008.
- Nori, J., P. A. Carrasco, and G. C. Leynaud. 2014. Venomous snakes and climate change: Ophidism as a dynamic problem. *Climatic Change* 122:67-80. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-1019-6>.
- Nori, J., R. Torres, J. Lescano, M. Cordier, M. E. Periago, and D. Baldo. 2016. Protected areas and spatial conservation priorities for endemic vertebrates of the Gran Chaco, one of the most threatened ecoregions of the world. *Wiley Online Library* 22:1212-1219. <https://doi.org/10.1111/ddi.12497>.
- 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, and K. R. Kassem. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. *BioScience* 51: 933-938. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0933:TEOTWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0933:TEOTWA]2.0.CO;2).

- Perosa, M., F. Rojas, P. Villagra, M. F. Tognelli, R. Carrara, and J. A. Álvarez. 2014. Distribución potencial de los bosques de *Prosopis flexuosa* en la Provincia Biogeográfica del Monte (Argentina). *Ecología Austral* 24:238-248. <https://doi.org/10.25260/EA.14.24.2.0.27>.
- Peterson, A. T., J. Soberon, R. G. Pearson, and R. P. Anderson. 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions* (MPB-49). Princeton University Press. Princeton, USA. <https://doi.org/10.1515/9781400840670>.
- Phillips, S. J., R. P. Anderson, and R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231-259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>.
- Renison, D., G., A. E. Cuyckens, S. Pacheco, G. F. Guzmán, H. Ricardo Grau, P. Marcora, G. Robledo, A. M. Cingolani, J. Dominguez, M. Landi, L. Bellis, and I. Hensen. 2013. Distribución y estado de conservación de las poblaciones de árboles y arbustos del género *Polylepis* (Rosaceae) en las montañas de Argentina. *Ecología Austral* 23:27-36. <https://doi.org/10.25260/EA.13.23.1.0.1189>.
- Sayre, R., J. Bow, C. Josse, L. Sotomayor, and J. Touval. 2008. *Terrestrial Ecosystems of South America*. Page North America Land Cover Summit. Association of American Geographers. Reston, Virginia, USA.
- Srur, A. M., R. Villalba, M. Rodríguez-Catón, M. M. Amoroso, and E. Marcotti. 2018. Climate and *Nothofagus pumilio* Establishment at Upper Treelines in the Patagonian Andes. *Frontiers in Earth Science* 6:57. <https://doi.org/10.3389/feart.2018.00057>.
- Shukla, P. R., J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H. O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, and J. Malley. 2019. *Climate change and land: An IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*. IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, Switzerland.
- Suárez, C. F., V. Y. Mogni, S. S. Garralla, D. E. Prado, and O. G. Martínez. 2019. Morfología polínica de las especies chaqueñas del género *Schinopsis* Engl. (Anacardiaceae) y sus implicancias taxonómicas. *Hoehnea* 46:1-10. <https://doi.org/10.1590/2236-8906-76/2018>.
- Thiers, B. 2021. *Index Herbariorum: A global directory of public herbaria and associated staff*. New York Botanical Garden's Virtual Herbarium. URL: [sweetgum.nybg.org/ih](https://sweetgum.nybg.org/ih).
- Torres, R. C., and D. Renison. 2016. Indirect facilitation becomes stronger with seedling age in a degraded seasonally dry forest. *Acta Oecologica* 70:138-143. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2015.12.006>.
- Torres, R. C., and D. Renison. 2017. Human-induced vegetation changes did not affect tree progeny performance in a seasonally dry forest of central Argentina. *Journal of Arid Environments* 147:125-132. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2017.07.016>.
- Torres, R. C., and D. Renison. 2020. Capacidad germinativa y longevidad en semillas de dos especies arbóreas nativas del bosque serrano en el Centro Argentino. *Quebracho* 28(1,2):54-61.
- UNEP-WCMC, IUCN and NGS (2020). *Protected Planet Report 2020*. Cambridge UK; Gland, Switzerland; and Washington, D.C., USA.
- Walter, K. S., and H. J. Gillett (eds.). 1998. *1997 IUCN Red List of Threatened Plants*. Compiled by the World Conservation Monitoring Centre. IUCN - The World Conservation Union, Gland, Suiza y Cambridge, UK.
- Wan, J. Z., C. J. Wang, and F. H. Yu. 2017. Spatial conservation prioritization for dominant tree species of Chinese forest communities under climate change. *Climatic Change* 144(2):303-316. <https://doi.org/10.1007/s10584-017-2044-7>.
- Wang, C. J., Z. X. Zhang, and J. Z. Wan. 2019. Vulnerability of global forest ecoregions to future climate change. *Global Ecology and Conservation* 20:e00760. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00760>.
- Yang, J., L. Vázquez, L. Feng, Z. Liu, and G. Zhao. 2018. Climatic and soil factors shape the demographical history and genetic diversity of a deciduous oak (*Quercus liaotungensis*) in Northern China. *Frontiers In Plant Science* 9:1534. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01534>.
- Yu, D., Y. Liu, P. Shi, and J. Wu. 2019. Projecting impacts of climate change on global terrestrial ecoregions. *Ecological Indicators* 103:114-123. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.006>.
- Zeballos, S. R., M. A. Giorgis, M. R. Cabido, A. T. R. Acosta, M. D. R. Iglesias, and J. J. Cantero. 2020. The lowland seasonally dry subtropical forests in central Argentina: vegetation types and a call for conservation. *Vegetation Classification And Survey* 1(1):87-102. <https://doi.org/10.1127/VCS/2019/38013>.
- Zuloaga, F. O., O. Morrone, M. J. Belgrano, C. Marticorena, and E. Marchesi. 2008. *Catálogo de Las Plantas Vasculares del Cono Sur* (Argentina, Sur de Brasil, Chile, Paraguay y Uruguay). Missouri Botanical Garden Press 2:985. 3 volumes. Pp. 3486. Missouri, United states. ISBN 978-1-930723-70-2.