

Invasión actual y potencial del árbol tóxico *Rhus succedanea* (*Anacardiaceae*) en el Paisaje Natural Protegido Topes de Collantes, Cuba

Current and potential invasion of the toxic tree *Rhus succedanea* (*Anacardiaceae*) in the Natural Protected Landscape Topes de Collantes, Cuba

Ernesto Testé Lozano*, Lisbet González-Oliva** y Adrián Marquez Cuétara**

RESUMEN

La prevención constituye una estrategia crucial en el manejo de las invasiones biológicas, con serias implicaciones en la conservación de la biodiversidad. *Rhus succedanea*, primera planta tóxica invasora en Cuba, afecta actualmente el Paisaje Natural Protegido Topes de Collantes y constituye una amenaza para la biodiversidad local y para la salud humana. La distribución actual y potencial de esta planta invasora se desconoce y dicha información puede ser clave en la elaboración de los planes de contención de la misma. Los objetivos del presente trabajo fueron determinar la distribución actual de la planta invasora *R. succedanea* en el Paisaje Natural Protegido Topes de Collantes así como predecir las zonas de esta área protegida más susceptibles a su invasión. Se realizaron varias expediciones al área de estudio para localizar los sitios de distribución actual. A partir de la distribución actual y un conjunto de variables ambientales se realizó el modelo de nicho ecológico de *R. succedanea* para la región de Guamuhaya. *R. succedanea* está presente en 60 sitios de Topes de Collantes, en el 20 % de los cuales presentó tendencia transformadora. Además, existen otras regiones aún no colonizadas del área protegida que presentan las condiciones apropiadas para la invasión por parte de esta especie.

Palabras claves: áreas protegidas, distribución potencial, especie invasora, guao blanco, modelo de nicho ecológico

ABSTRACT

Prevention are the most crucial strategy in the biological invasion management, with serious implications in the biodiversity conservation. *R. succedanea*, first toxic invasive plant, affect the Natural Protected Landscape Topes de Collantes, representing a threat for local biodiversity and human's health. The current and potential distribution of this invasive plant are unaware and this information could be important for the invasive plant containment. The goals of this work was determinate the current distribution of the invasive plant *R. succedanea* in the Natural Protected Landscape Topes de Collantes and predict the zones in this protected area most sensitive to be invaded. We make several expedition to the study area to find the current distribution place. With the current distribution and environmental variables we make a *R. succedanea* ecological niche model for the Guamuhaya region. *R. succedanea* are present in 60 place of the Natural Protected Landscape Topes de Collantes, in the 20 % of this places the invasive plant show transformer tendency. Other regions in the protected area not invaded in the present, have the suitable environmental conditions for the *R. succedanea* invasion.

Keywords: ecological niche model, invasive species, potential distribution, protected areas

Recibido: junio 2015 **Aceptado:** agosto 2015

INTRODUCCIÓN

Las invasiones biológicas son un componente esencial del cambio ambiental provocado por los humanos (Thuiller & *al.* 2005) y constituyen una de las principales amenazas de la biodiversidad mundial, por lo que representan en la actualidad, la segunda causa de extinción de especies (Jose & *al.* 2009, Pyšek & Richardson 2010). Las invasiones biológicas se han visto favorecidas por el aumento de la globalización y el desarrollo de viajes y rutas de comercio, dos de las principales causas de la propagación e introducción de especies (Gordon & *al.*

2012). El aumento de las invasiones biológicas ha provocado daños a los ecosistemas naturales, la biodiversidad y la salud humana (Rödder & *al.* 2008, Wolmarans & *al.* 2010). Debido a los altos costos ecológicos y económicos que provocan las plantas invasoras, predecir cuales son las áreas más susceptibles a ser invadidas se ha convertido en una de las metas centrales en la Biología de la Invasión (Gassó & *al.* 2010, Gordon & *al.* 2012).

Una de las herramientas usadas en la predicción de especies invasoras son los modelos de nicho ecológico, que caracterizan el nicho ecológico de las especies y lo proyectan a un espacio geográfico (Peterson & Soberón 2012). De esta manera generan mapas de probabilidad de presencia de condiciones favorables para la supervivencia de cada especie (Mateo & *al.* 2011), que permiten

*Jardín Botánico Nacional, Universidad de la Habana. Carretera El Rocio, Km 3 1/2, Calabazar, Boyeros. La Habana. Cuba. E-Mail: etestelozano@gmail.com **Instituto de Ecología y Sistemática (IES). Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente (CITMA). La Habana. Cuba. Carretera Varona 11835 e/ Oriente y Lindero, La Habana 19, CP 11900, Calabazar, Boyeros. La Habana. Cuba.

identificar aquellas regiones con altas probabilidades para la invasión. El uso de los modelos de nicho ecológico aplicado a especies invasoras está bastante extendido en los últimos años, entre los que se pueden mencionar trabajos como los de Peterson (2003), Thuiller & al. (2005), Chytrý & al. (2009) y Jiménez-Valverde & al. (2011).

Rhus succedanea L. (*Anacardiaceae*) es una planta nativa del sureste de Asia continental: China, Laos, Vietnam y Nepal (Anónimo 2013), y está registrada como introducida en otras regiones del mundo, por ejemplo Japón, Estados Unidos y Argentina (Ruiz & Valdez 2005, Derraik 2007). En Taiwán, esta especie es considerada como invasora (Wu & al. 2004), y en Australia la catalogan como maleza (Derraik 2007). Una de las principales características de esta planta es que el contacto con hojas y frutos verdes provoca la aparición de manchas negras como producto de una reacción alérgica (Ruiz & Valdez 2005, Derraik 2007). En Cuba, *R. succedanea* es considerada como una planta invasora (Oviedo & al. 2012, Oviedo & González-Oliva 2015), la cual solamente invade agroecosistemas cafetaleros y bosques nativos del Paisaje Natural Protegido Topes de Collantes, en el macizo montañoso de Guamuhaya, donde ha sido observada formando pequeños parches monoespecíficos (González-Oliva & Regalado 2014). *R. succedanea* es la primera planta invasora en Cuba dañina para la salud humana. Su elevada toxicidad para los humanos (Ruiz & Valdez 2005), semejante a los representantes nativos de la familia *Anacardiaceae* (*Commocladia* y *Metopium*), es lo que la convierte en una especie invasora tan nociva, característica que incrementa aún más su prioridad de prevención y control.

La alta toxicidad y la capacidad transformadora de *R. succedanea* la convierten en una amenaza para los humanos y para la diversidad vegetal del macizo montañoso Guamuhaya. En este sentido, para el desarrollo de planes acertados de prevención y manejo es importante conocer las zonas invadidas y aquellas con las condiciones apropiadas para ser colonizadas por *R. succedanea* en el Paisaje Natural Protegido Topes de Collantes. En concordancia con lo anterior, este trabajo se propone (1) determinar la distribución actual de la especie invasora *R. succedanea* en el Paisaje Natural Protegido Topes de Collantes y (2) predecir las áreas del Paisaje Natural Protegido Topes de Collantes más susceptibles a la invasión de *R. succedanea*.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

El Paisaje Natural Protegido Topes de Collantes, situado dentro del macizo montañoso Guamuhaya está ubicado en el centro de Cuba. Sus 20 135 ha de superficie están repartidas entre las provincias de Villa Clara, Cienfuegos y Sancti Spíritus. La elevación del área supera los

600 msn, con un máximo de 931 msn en Pico Potrerillo (Ruiz & al. 2011). Esta área presenta un clima de montaña con temperaturas que varían entre los 17°C en los meses de invierno y hasta 27°C en los meses de verano, para un promedio anual de 21°C. La humedad relativa se mantiene alta durante todo el año con valores superiores al 85 % y las precipitaciones tienen un promedio de 400 mm durante el periodo seco (noviembre-abril) y de 1 500 mm durante el lluvioso. Estas abundantes precipitaciones son incorporadas a los cauces de varios ríos y a las corrientes subterráneas, que han dado forma al relieve cársico de la región, al que se vincula la gran riqueza de flora y fauna de Topes de Collantes (Ruiz & al. 2011).

Distribución y aspectos ecológicos de *R. succedanea* en Topes de Collantes

Para documentar la distribución actual de *R. succedanea* fue prospectada la región de estudio durante tres expediciones entre los años 2013 y 2014. En cada sitio donde se encontró a la especie se tomaron las coordenadas de su posición (registros de presencia), con un GPS marca Garmin con una precisión de 5 m. A partir de esta información se calculó la extensión de presencia, método de la IUCN (IUCN 2001), que considera el mínimo polígono convexo. Además, se registró información referente a la especie: existencia de regeneración natural (presencia de plántulas y juveniles), elevación, presencia de otras especies invasoras y evidencia de transformación de la comunidad vegetal (presencia de parches monoespecíficos o tendencia a formarlos). En cada sitio de presencia también fue registrada su abundancia como: rara (en sitios con un solo individuo), común (en sitios con menos de 2-5 individuos), abundante (en sitios con 6-10 individuos) y muy abundante (en sitios con más de diez individuos). La formación vegetal donde se encontraba cada individuo fue obtenida al superponer la distribución de todos los puntos con el mapa de formaciones vegetales de Cuba de Estrada & al. (2011).

Modelación del nicho ecológico de *R. succedanea*

Del total de registros de presencia para Topes de Collantes (coincidentes con los registros para Cuba) se eliminaron aquellos repetidos en un radio de 1 km², para un total de 14 puntos usados en la elaboración de los modelos. Como variables predictoras se tuvieron en cuenta 19 bioclimáticas (<http://www.worldclim.org>), cuatro topográficas (elevación, pendiente, topografía y exposición) y la geología (tipo de roca). Todas las capas de las variables fueron recortadas para la región del centro del país (Guamuhaya) que incluye a Topes de Collantes. El tamaño de pixel de todas las variables fue estandarizado a un valor de 0,861 km², el mismo que presentan las variables descargadas del *WorldClim*. Estos preprocesamientos fueron realizados en los sistemas de información geográfica *ArcGis* 10.1 y *Global Mapper* 15.

Para la construcción de los modelos solo fueron utilizadas las variables ambientales menos correlacionadas entre sí, previo análisis de correlación lineal (coeficiente de correlación de Pearson) entre las 24 variables. Se asumió como máximo coeficiente de correlación aceptable $r \geq \pm 0,8$. Este análisis fue realizado en los programas *ArcGis* 10.1 y *Past* v2.14. Las variables ambientales menos correlacionadas (coeficiente de correlación $< 0,8$) fueron 11 de las bioclimáticas: variación diurna promedio de la temperatura (Bio 2), isothermalidad (Bio 3), estacionalidad de la temperatura (Bio 4), temperatura máxima del mes más cálido (Bio 5), variación anual de temperatura (Bio 7), temperatura media del trimestre más seco (Bio 9), precipitación del mes más húmedo (Bio 13) y precipitación del trimestre más seco (Bio 17), así como la elevación, la pendiente del terreno, la topografía, la orientación de la pendiente y la geología.

Para predecir el área del Paisaje Natural Protegido Topes de Collantes más susceptibles a la invasión de *R. succedanea* se generó un modelo de nicho ecológico, con el programa *Maxent* v3.3.3e (Phillips & al. 2006). Dado el bajo número de registros disponibles para modelar, se utilizaron los 14 puntos de presencia en la generación del modelo, esto se hizo para garantizar una mejor caracterización del nicho ecológico. Se desarrollaron 50 réplicas y se utilizó el análisis *Jackknife* para medir la contribución de cada variable al modelo. Se crearon las curvas de respuestas de las variables usadas en la elaboración del modelo de nicho ecológico. El número de iteraciones fue de 500, se seleccionaron 10 000 puntos de trasfondo y se escogió como umbral de convergencia 0,00001. La efectividad del modelo fue evaluada con el estadístico AUC de entrenamiento (área bajo la curva por sus siglas en inglés), obtenido a partir de las curvas ROC (Característica Operativa del Receptor). El resultado del modelo se expresó en formato logístico, donde el valor entre 0 y 1 de cada pixel representa la probabilidad de presencia de condiciones favorables para la subsistencia de la especie (Phillips & Dudík 2008). Se trabajó con el modelo promedio, el cual fue convertido a un mapa binario de distribución geográfica, con umbral de corte la presencia de entrenamiento mínima (*Minimum Training Presence*). El mapa binario fue superpuesto con el límite del Paisaje Natural Protegido Topes de Collantes. Los dos últimos procesamientos fueron realizados en el programa *ArcGis* 10.1.

RESULTADOS

Distribución actual y aspectos ecológicos de R. succedanea en Topes de Collantes, Cuba

Dentro del Paisaje Natural Protegido Topes de Collantes se localizaron individuos de *R. succedanea* en 60 sitios (Figura 1B), principalmente en áreas de cafetales (para donde se registró la mayor cantidad de individuos), pluvisilvas y bosques siempreverde mesófilo submontano,

con una extensión de presencia actual de 10,06 km². Dentro de las pluvisilvas se registraron seis sitios con presencia de *R. succedanea*, dos de los cuales estaban en el objeto de conservación Pico Potrerillo, para donde se observó buena regeneración natural de la especie. En esta formación vegetal no se observó tendencia transformadora por parte de *R. succedanea*. Todos los individuos de *R. succedanea* fueron encontrados entre los 614 y los 821 msn. La mayoría de los sitios con reporte de esta planta estuvieron en las cercanías del Arboretum, aunque se pudieron observar varios individuos a distancias superiores a los 2 km. En 13 de los sitios con presencia de *R. succedanea*, y máximo en cuatro de estos lugares, la especie resultó ser muy abundante, mostró buena regeneración natural y tendencia a comportarse como transformadora (Anexo 1). En el 20 % de los sitios se registró su tendencia a formar parches de vegetación monodominantes. A pesar de esta tendencia observada, en todos estos sitios se pudo registrar la presencia de otras plantas invasoras como: mariposa (*Hedygium coronarium* J. Köning), pomarosa (*Syzygium jambos* (L.) Alston) y tulipán africano (*Spathodea campanulata* P. Beauv.).

Áreas de Topes de Collantes susceptibles a la invasión de R. succedanea

La proyección geográfica del nicho ecológico sugiere que más de la mitad de la región Alturas de Trinidad presenta condiciones idóneas para la invasión de *R. succedanea*, aunque en gran parte de esta las probabilidades resultaron mínimas (Figura 1A). Los mayores valores de probabilidades (0,5-0,8) se obtuvieron en las zonas donde fueron registrados numerosos individuos de *R. succedanea*. El valor máximo de probabilidad (0,8) resultó para los sitios para donde se observó la mayor cantidad de individuos, regeneración natural y tendencia transformadora. El valor de AUC de entrenamiento para el modelo fue de 0,996.

El mapa binarizado registró condiciones apropiadas (área de ocupación potencial) en un área de aproximadamente 40 km² y en un rango de distribución (extensión de presencia potencial) de 128 km² (Figura 1B). La mayor parte del rango de distribución predicha se encuentra dentro de los límites del Paisaje Natural Protegido Topes de Collantes, aunque existen algunos sitios fuera de los límites del área protegida que presentan condiciones idóneas para el establecimiento de *R. succedanea* (Figura 1B).

La variación diurna promedio de la temperatura resultó la variable predictora de mayor importancia (Figura 2) en la elaboración del modelo de nicho ecológico de *R. succedanea* en la región de Guamuaya. La segunda variable en contribución fue la isothermalidad, seguida de la precipitación del trimestre más seco. Estas tres variables de mayor aporte al modelo son del tipo bioclimáticas.

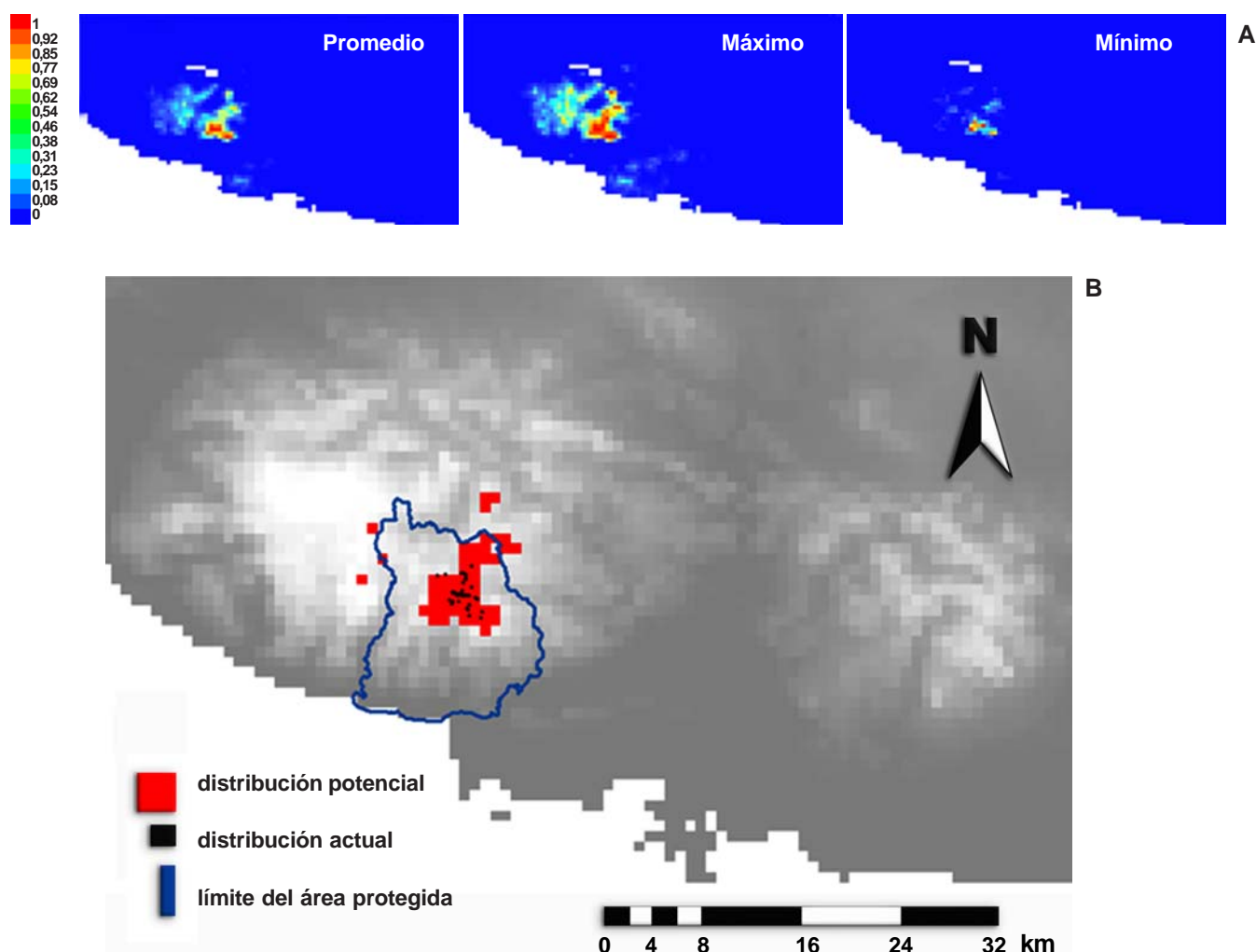


Fig. 1. Proyección geográfica del modelo de nicho ecológico de *Rhus succedanea* en la región de Guamuha, Cuba. (A) Mapas de probabilidades (media, máximo y mínimo) de condiciones apropiadas para el desarrollo de *R. succedanea*. (B) Mapa de probabilidades binario montado sobre el modelo digital de elevación del macizo montañoso Guamuha (en negro se representa los puntos de distribución actual, en rojo la distribución potencial y en azul el límite del área protegida Topes de Collantes).

La elevación fue la única variable de tipo topográfica que mostró una alta contribución al modelo. El resto de las variables topográficas contribuyó muy poco al modelo. La estacionalidad de la temperatura, con una contribución cercana a cero, fue la variable de menor aporte, seguida por la geología (Figura 2).

DISCUSIÓN

Rango de invasión actual y aspectos ecológicos de R. succedanea en Topes de Collantes, Cuba

La invasión actual de *R. succedanea* puede considerarse restringida, con la mayor cantidad de sitios infestados registrados cercanos al Arboretum, punto de introducción y origen de la invasión de esta planta exótica (Ayala 1989). No obstante, dos de estos sitios infestados se encuentran en la subida a Pico Potrerillo, que está a una distancia del Arboretum de 2,7 km, lo que indica que esta planta logra dispersarse a larga distancia. Esto último juega un rol fundamental en la expansión de

las poblaciones (Levin & al. 2003) y en consecuencia en la colonización de nuevos sitios, tanto dentro del Paisaje Natural Protegido Topes de Collantes como fuera de sus límites. Tal dispersión debe estar mediada por aves dadas las características ornitocóras de sus frutos, en función de lo descrito por van der Pijil (1982) y lo reportado por Derraik (2007) para Australia, otra región de su rango exótico, donde las aves son los agentes dispersores de *R. succedanea*. En Cuba, *R. succedanea* solamente se pudo encontrar en alturas limitadas entre los 614 y los 821 msn, que se limita aún más si se tiene en cuenta que solo cuatro individuos fueron reportados en sitios con alturas inferiores a los 700 msn. Este rango de altura, aunque es bastante estrecho, está dentro del rango de 100-2500 msn encontrados a nivel mundial para la especie por Hori & al. (2006) y Rachna & al. (2012).

Si bien la mayoría de los individuos de *R. succedanea* se encontraron en bosques pluviales y cafetales, algunos

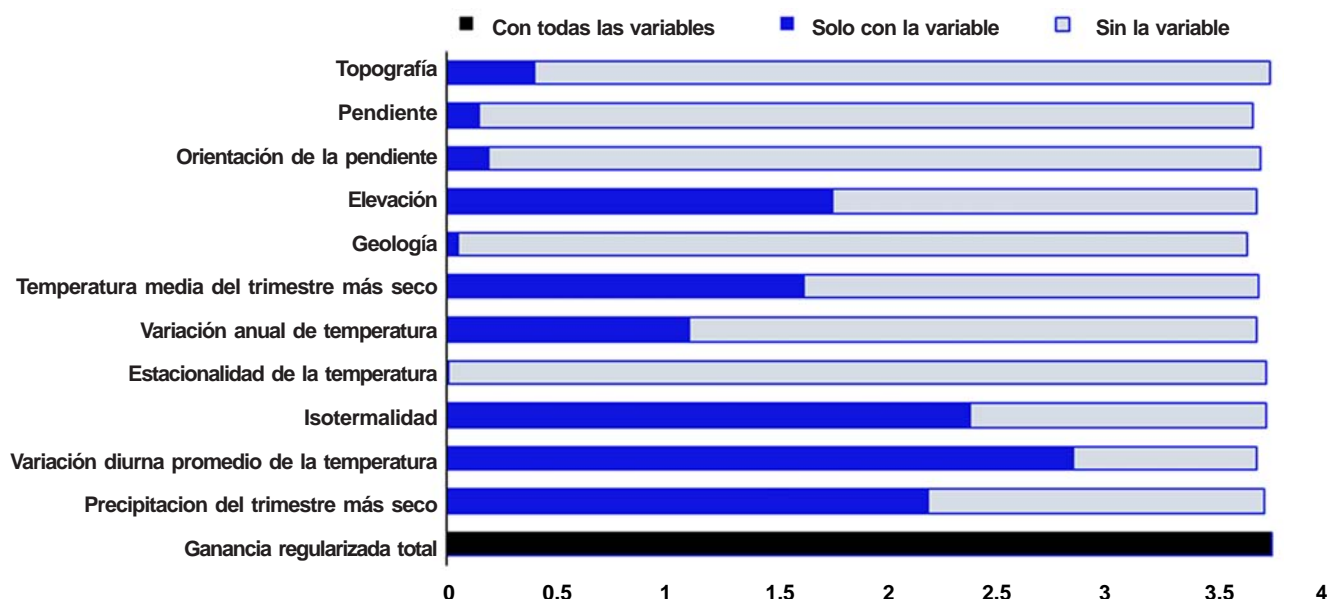


Fig. 2. Importancia predictiva de cada variable en el modelo de nicho ecológico de *Rhus succedanea* en la región de Guamuhaya, Cuba.

individuos en el bosque siempreverde mesófilo. Esto coincide con lo referido por Hori & *al.* (2006) para Kamakura en Japón, otra región de su rango exótico, donde crece en bosques siempreverdes, bosques secundarios y plantaciones abandonadas. También coincide con los trabajos de Kikim & Yadava (2001) y Hatta & *al.* (2005) para el rango nativo de la especie, donde habita en las laderas abiertas y en márgenes de los ríos de bosques montanos y en bosques subtropicales lluviosos de montaña.

En los sitios de mayor abundancia de *R. succedanea* en Topes de Collantes, fue donde se observó con mayor claridad la tendencia que tiene la misma a formar parches de vegetación monoespecíficos, este rasgo ya había sido observado para esta especie invasora por González-Oliva & Regalado (2014). En otras zonas de su distribución mundial no se ha encontrado registro de este comportamiento. En el bosque de Manipur en la India, dentro de su rango nativo, esta planta se encuentra en bajas densidades (1,02 individuos/100m²) (Kikim & Yadava 2001).

La regeneración natural es un indicador de que las plantas invasoras han sobrepasado la barrera de la reproducción (Richardson & Pyšek 2012), por lo que se puede asegurar que *R. succedanea* está bien establecida en la región de Topes de Collantes. La observación de varios sitios con la presencia de plántulas y juveniles da una medida de que esta planta invasora está completando su ciclo de vida de manera exitosa sin la intervención humana, al igual que en otras regiones del mundo donde está considerada como naturalizada o invasora: Australia y

Nueva Zelanda (Derraik 2007), Japón (Hori & *al.* 2006) y Taiwán (Hu & *al.* 2004). Estos resultados confirman a *R. succedanea* como una especie invasora en Cuba, lo cual concuerda con el criterio de Oviedo & *al.* (2012) y Oviedo & González-Oliva (2015). También confirma el reporte de la tendencia a comportarse como transformadora, información que ya fue incluida en la nueva lista nacional de plantas invasoras (Oviedo & González-Oliva 2015).

Rango de invasión predicho para *R. succedanea* en Topes de Collantes, Cuba

El mapa binario de probabilidades de presencia de condiciones idóneas para el desarrollo de *R. succedanea* muestra que la mayor probabilidad está cercana a los puntos de distribución actual (Figura 2), lo que parece lógico dada la similitud entre puntos próximos en cuanto a condiciones ambientales. Esto señala a las áreas continuas a los sitios actualmente infestados como prioritarios para monitorear el avance de la invasión, lo cual es reforzado por su mayor cercanía a la fuente de diásporas. No obstante, todos los sitios que presentan condiciones apropiadas para el desarrollo de *R. succedanea* y que aún no están invadidos deberían ser monitoreados como parte de la prevención de la invasión.

El hecho de que gran parte del área con probabilidades esté dentro del Paisaje Natural Protegido Topes de Collantes, pudiera ser una ventaja que favorezca su control, pues es dentro de las áreas protegidas donde se llevan a cabo acciones de manejo de especies invasoras con una mayor efectividad. La eficacia de las áreas protegidas en el manejo de especies invasoras

ya fue referida por Schuttler & Karez (2009) en su análisis mundial, en el cual incluye varias áreas protegidas de Cuba. La erradicación de las especies invasoras una vez establecidas es difícil y costoso, tal como plantea Thuiller & al. (2005). Teniendo en cuenta este hecho y la invasión relativamente restringida a una pequeña porción del Paisaje Natural Protegido, las acciones de manejo deberían estar encaminadas al control acompañado de la prevención para evitar que nuevas áreas se infesten. Al respecto, el doble anillamiento del tronco podría constituir una medida efectiva con estos fines, la cual ya ha sido empleada en poblaciones de *Inga punctata* Willd. en Sierra del Rosario (González-Oliva, com. pers.). Por ello, la rapidez en la eliminación de los focos de infestación actuales incrementaría la probabilidad de éxito del control de la invasión.

CONCLUSIONES

La planta invasora *Rhus succedanea* se distribuye en la actualidad en un rango de 10 km² dentro del Paisaje Natural Protegido Topes de Collantes e invade 60 sitios dentro de este rango y con presencia en el objeto de conservación Pico Potrerillo, a una distancia de 2,7 km de su punto de introducción (El Arboretum). El área más susceptible a la invasión por parte de *R. succedanea* es de aproximadamente 40 km² en la mitad superior del Paisaje Natural Protegido Topes de Collantes, contenida en una extensión de presencia potencial de 128 km², que incluye una pequeña porción fuera del área protegida.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Anónimo 2013. The Global Biodiversity Information Facility: GBIF Backbone Taxonomy, 2013-07-01. Accessed via <http://www.gbif.org/species/3190624> on 2014-07-09.

Ayala, N. 1989. Topes de Collantes. Vida silvestre en el Escambray. Empresa Industrial de Comunicaciones Cuba. 113 pp.

Chytrý M., Pyšek, P., Wild, J., Pino, J., Maskell, L. & Vilá, M. 2009. European map of alien species invasions based on the quantitative assessment across habitats. *Diversity and Distribution* 15: 98-107.

Derraik, J. 2007. *Heracleum mantegazzianum* and *Toxicodendron succedaneum*: plants of human health significance in New Zealand and the National Pest Plant Accord. *The New Zealand Medical Journal* 120(1259): 1-13.

Gassó, S., Basnou, C. & Vilá, M. 2010. Predicting plant invader in the Mediterranean through a weed risk assessment system. *Biological Invasions* 12: 463-476.

Gordon, D., Flory, S., Cooper, A. & Morris, S. 2012. Assessing the Invasions Risk of Eucalyptus in the United States using the Australian Weed Risk Assessment. *International Journal of Forestry Research* 1-7.

González-Oliva, L. & Regalado, L. 2014. Especies invasoras en la República de Cuba. Informe de Proyecto 1107, Programa Ramal de Biodiversidad AMA-CITMA.

Hatta, H., Mujahidin, G., A., Fijridiyanto, I., Hashiba, K. & Darnaedi, D. 2005. Phenology and Growth Habitat of Tropical Trees Long-term Observations in the Bogor and Cibodas Botanic Gardens, Indonesia. En: Hatta H. & Darnaedi D. (ed), *Phenology and Growth Habitat of Tropical Trees*. National Science Museum Monographs 30: 15-435.

Hori, M., Yamada, M. & Tsunoda, N. 2006. Line census and gnawing damage of introduced Formosan squirrels (*Callosciurus erythraeus taiwanensis*) in urban forests of Kamakura, Kanagawa, Japan. Pp. 204-209. En: Koike F. & al. (ed), *Assessment and Control of Biological Invasion Risks*. Shoukadoh Book Sellers, Kyoto, Japan and IUCN, Gland, Switzerland.

IUCN (International Union of Conservation of Nature) 2001. Categorías y Criterios de la Lista Roja. Versión 3.1. Comisión de supervivencia de las especies de la IUCN, Gland, Suiza y Cambridge, UK.

Jiménez-Valverde, A., Peterson A. T., Soberón J., Overton J. M., Aragón P. & Lobo J. M. 2011. Use niche models in invasive species risk assessments. *Biological Invasions* 13(12): 2785-2797.

Jose, S., Kohli, R. K., Singh, H. P., Batish, D. R. & Pieterse, E. C. 2009. Invasive Plants: A Threat to the Integrity and Sustainability of Forest Ecosystems. En: Kohli R. K., Jose S., Singh H. P. & Batish R. D. (ed) *Invasive Plants and Forest Ecosystem*. Pp 3-10. Taylor & Francis Group, Estados Unidos.

Kikim, A. & Yadava, P. S. 2001. Phenology of tree species in subtropical forests of Manipur in north eastern India. *Tropical Ecology* 42(2): 269-276.

Levin, S., Muller-Landau, H., Nathan, R. & Chave, J. 2003. The Ecology and Evolution of Seed Dispersal: A Theoretical Perspective. *Annu. Rev. Evol. Syst.* 34: 575-604.

Mateo, R., Felicísimo, A. & Muñoz, J. 2011. Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural* 82 (2): 217-240.

Oviedo, R., Herrera, P., Caluff, M. G., & al. 2012 Lista nacional de especies de plantas invasoras y potencialmente invasoras en la República de Cuba. *Bisbea* 6 (número especial 1): 22-96.

Oviedo, R. & González-Oliva, L. 2015. Lista nacional de especies de plantas invasoras y potencialmente invasoras en la República de Cuba. *Bisbea* 9 (número especial 2): 5-91.

Peterson, T. 2003. Predicting the geography of species invasions via ecological niche modeling. *The Quarterly Review of Biology* 78(4): 419-433.

Peterson, A. T. & Soberón, J. 2012. Species Distribution Modeling and Ecological Niche Modeling: Getting the Concepts Right. *Natureza & Conservação* 10(2): 102-107.

Phillips, S. J., Anderson, R. P. & Schapire, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distribution. *Ecological Modelling* 190: 231-259.

Phillips, S. & Dudík, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161-175.

Pyšek, P. & Richardson, D. 2010. Invasive Species, Environmental Change and Management and Health. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 35: 25-55.

Rödger, D., Solé, M. & Böhme, W. 2008. Predicting the potential distributions of two alien invasive Housegeckos (Gekkonidae: *Hemidactylus frenatus*, *Hemidactylus mabouia*). *North-Western Journal of Zoology* 4 (2): 236-246.

Richardson, D. M. & Pyšek P. 2012. Naturalization of introduced plant: ecological drivers of biogeographical patterns. *New Phytologist* 196: 383-396.

Ruiz, J. & Valdez R. 2005. Dermatitis de contacto por plantas. A propósito de dos casos por *Rhus succedanea*. *Dermatología Argentina* 9(2): 98-104.

Ruiz, I., Naranjo B., Albelos N. & al. 2011. Plan de Manejo: Paisaje Natural Protegido Topes de Collantes. *Sistema Nacional de Áreas Protegidas*, Cuba. 100 pp.

Rachna, V., Parkash V. & Dinesh K. 2012. Ethno-medicinal uses of some plants of Kanag Hill in Shimla, Himachal Pradesh, India. *IJRAP* 3(2): 319-322.

Schüttler, E. & Karez C. S. 2009. Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biósfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas. *UNESCO*, Montevideo. 305 pp.

Thuiller, W., Richardson D., Pyšek P., Midgley G., Hughes G. & Rouget M. 2005. Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology* 11: 2234-2250.

van der Pijil, L. 1982. Principles of seed dispersal in higher plants. New York: Springer-Verlag.

Wu, S., Hsieh C. & Rejmánek M. 2004. Catalogue of the Naturalized Flora of Taiwan. *Taiwania* 49(1): 16-31.

Wolmarans, R., Robertson M. & van Rensburg B. 2010. Predicting invasive alien plant distributions: how geographical bias in occurrence records influence model performance. *Journal of Biogeography* 1-14.

ANEXO 1

Matriz primaria de datos de *Rhus succedanea* en Topes de Collantes, Cuba. Formación Vegetal: BS-cultivos (Bosques secundarios y plantaciones), BMP (Bosque pluvial montano), BSiMe (Bosque siempreverde mesófilo). T: si presentaba comportamiento transformador o tendencia a esto. Reg. Nat: presencia de regeneración natural. Spp. Inv: especies invasoras en el mismo punto. (1) *Dichrostachys cinérea* (L.) Wight & Arn.; (2) *Hedychium coronarium* J. Köning; (3) *Spathodea campanulata* P. Beauv.; (4) *Syzygium jambos* (L.) Alston; (5) *Michelia champaca* L.; (6) *Rauvolfia caffra* Sond.; (7) *Acacia farnesiana* (L.) Willd.; (8) *Bambusa vulgaris* Schrd. ex H. Wendl.; (9) *Casuarina equisetifolia* L.; (10) *Inga* sp. Abundancia: raro (Å1 individuo), común (Å5 individuos), abundante (5-10 individuos), muy abundante (Å10 individuos). * Dentro de un objeto de conservación en el Paisaje Natural Protejido Topes de Collantes.

Pto	Coordenadas	Elev.	Dist. al punto de introducción (km)	Form. Vegetal	Reg. Nat	Spp. inv	Abundancia	T
1	-80.0229/21.9076	710	0,05	BS-cultivos	Si	2,3,5	común	no
2	-80.0233/21.9076	758	0,054	BS-cultivos	No	1,2	abundante	si
3	-80.0234/21.9078	758	0,067	BS-cultivos	No	2	abundante	si
4	-80.0226/21.9077	758	0,072	BS-cultivos	No	2,3	raro	no
5	-80.0237/21.9081	758	0,116	BS-cultivos	si	5	abundante	si
6	-80.0240/21.9082	758	0,15	BS-cultivos	si	1,3	abundante	si
7	-80.0215/21.9077	758	0,188	BS-cultivos	no	2,3	raro	no
8	-80.0212/21.9077	758	0,194	BS-cultivos	no	2,3,5,7	raro	no
9	-80.0245/21.9084	758	0,214	BS-cultivos	no	2,3,5	raro	no
10	-80.0247/21.9086	758	0,229	BS-cultivos	no	2,5	raro	no
11	-80.0252/21.9088	758	0,284	BS-cultivos	no	2,3	raro	no
12	-80.0253/21.9089	758	0,295	BS-cultivos	no	5	abundante	si
13	-80.0256/21.9090	758	0,33	BS-cultivos	no	2	raro	no
14	-80.0198/21.9078	758	0,34	BS-cultivos	no	2,3,6,7	raro	no
15	-80.0223/21.9179	751	0,361	BS-cultivos	no	2,3	raro	no
16	-80.0260/21.9089	736	0,37	BS-cultivos	no	2,3	común	no
17	-80.0265/21.9085	736	0,388	BS-cultivos	no	2,4	raro	no
18	-80.0193/21.9078	758	0,393	BS-cultivos	no	2,3,6,7	raro	no
19	-80.0266/21.9085	736	0,394	BS-cultivos	no	2,8	raro	no
20	-80.0232/21.9111	758	0,432	BS-cultivos	si	1,2,3,9	común	no
21	-80.0272/21.9082	736	0,437	BS-cultivos	no	2,3	raro	no
22	-80.0272/21.9079	736	0,443	BS-cultivos	no	2,4,10	raro	no
23	-80.0182/21.9080	758	0,505	BS-cultivos	no	2,3,6,7	raro	no
24	-80.0260/21.9031	723	0,549	BS-cultivos	no	2	abundante	si
25	-80.0282/21.9087	736	0,557	BS-cultivos	no	2,3,4	raro	no
26	-80.0175/21.9073	710	0,57	BS-cultivos	no		raro	no
27	-80.0293/21.9098	736	0,704	BS-cultivos	no	2,5	raro	no
28	-80.0300/21.9094	736	0,761	BS-cultivos	no	3	muy abundante	si
29	-80.0300/21.9094	736	0,761	BS-cultivos	no	3	muy abundante	si
30	-80.0300/21.9095	736	0,768	BS-cultivos	si	4	muy abundante	si
31	-80.0301/21.9096	736	0,776	BS-cultivos	si	2	muy abundante	si
32	-80.0302/21.9099	736	0,795	BS-cultivos	si	4	común	no
33	-80.0299/21.9097	736	0,795	BS-cultivos	no	2	raro	no
34	-80.0304/21.9101	736	0,827	BS-cultivos	si		común	no
35	-80.0305/21.9105	736	0,848	BS-cultivos	no	1	raro	no
36	-80.0306/21.9106	736	0,863	BS-cultivos	no	1	raro	no
37	-80.0306/21.9107	736	0,871	BS-cultivos	no	1	raro	no
38	-80.0307/21.9110	736	0,902	BS-cultivos	no	1	raro	no
39	-80.0313/21.9027	723	0,997	BS-cultivos	no		común	no
40	-80.0174/21.8999	710	1	BS-cultivos	no		común	no
41	-80.0129/21.9054	710	1,062	BS-cultivos	no	1,3,4,7	raro	no
42	-80.0334/21.9040	723	1,132	BS-cultivos	no		común	no
43	-80.0155/21.9147	716	1,132	BSiMe	no	3,9	raro	no
44	-80.0179/21.8913	777	1,174	BSiMe	no	2,3,6,7	abundante	si
45	-80.0223/21.9179	751	1,182	BS-cultivos	no		raro	no
46	-80.0190/21.8966	777	1,253	BPM	no	3	común	no
47	-80.0109/21.9046	710	1,291	BS-cultivos	no		común	no
48	-80.0107/21.9050	710	1,296	BS-cultivos	no	1,2,7	raro	no
49	-80.0202/21.9213	751	1,58	BS-cultivos	no		raro	no
50	-80.0205/21.9227	751	1,732	BS-cultivos	no		común	no
51	-80.0192/21.8973	777	1,843	BPM	no	3	común	no
52	-80.0206/21.9247	624	1,952	BS-cultivos	no		raro	no
53	-80.0242/21.9257	624	2,048	BS-cultivos	no	2,3,5	raro	no
54	-80.0352/21.9182	763	2,08	BS-cultivos	si	2	abundante	si
55	-80.0220/21.9261	624	2,093	BS-cultivos	no		raro	no
56*	-80.0072/21.8941	712	2,192	BPM	no	1,2,3	raro	no
57	-80.0368/21.9249	753	2,417	BPM	no	1	raro	no
58*	-80.0076/21.8895	822	2,528	BPM	si	3	raro	no
59	-80.0428/21.9237	780	2,743	BPM	no		raro	no
60	-80.0155/21.9313	615	2,779	BSiMe	no		raro	no