



# INVASIONES BIOLÓGICAS EN AGROECOSISTEMAS DE ECUADOR CONTINENTAL: NICHOS ECOLÓGICOS DE ESPECIES EXÓTICAS Y CULTIVOS AGRÍCOLAS BAJO RIESGO

## Biological invasions in agroecosystems of continental Ecuador: ecological niche of alien species and low risk agricultural crops

Yarelys FERRER-SÁNCHEZ<sup>1</sup>\*, Wilmer Raúl JACHO-SAA<sup>1</sup>, Juan Pablo URDÁNIGO ZAMBRANO<sup>1</sup>, Fernando ABASOLO-PACHECO<sup>2</sup>, Alexis Herminio PLASENCIA-VÁZQUEZ<sup>3</sup>, Génesis Jajaira ZAMBRANO-MERO<sup>1</sup>, Mayely Julissa CASTILLO-MACÍAS<sup>1</sup>, Karen Tatiana MUÑOZ ZAMBRANO<sup>1</sup>, Alex COVEÑA-ROSADO<sup>1</sup>, Gabriela Verónica ESTRELLA BRAVO<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Facultad de Ciencias de la Ingeniería, Universidad Técnica Estatal de Quevedo, Campus “Ingeniero Manuel Agustín Haz”, Av. Quito km. 1 ½ vía a Santo Domingo de los Tsáchilas, Quevedo, Los Ríos, Ecuador.

<sup>2</sup> Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Técnica Estatal de Quevedo, Av. Quito km. 1 ½ vía a Santo Domingo de los Tsáchilas, Quevedo, Los Ríos, Ecuador.

<sup>3</sup> Centro de Investigaciones Históricas y Sociales (CIHS), Universidad Autónoma de Campeche, Av. Agustín Melgar S/N, Campeche, Campeche, México.

\* **For correspondence:** [yferrer@uteq.edu.ec](mailto:yferrer@uteq.edu.ec)

**Received:** 18<sup>th</sup> August 2019. **Returned for revision:** 26<sup>th</sup> August 2020. **Accepted:** 17<sup>th</sup> November 2020.

**Associate Editor:** Victor Gonzalez Betancourt

**Citation/ citar este artículo como:** Ferrer-Sánchez Y, Jacho Saa WR, Urdánigo Zambrano JP, Abasolo-Pacheco F, Plasencia-Vázquez AH, Zambrano-Mero GJ, Castillo-Macías MJ, Muñoz Zambrano KT, Coveña-Rosado A, Zurita JP, Estrella Bravo GV. Invasiones biológicas en agrosistemas de Ecuador continental: nicho ecológico de especies exóticas y cultivos agrícolas bajo riesgo. *Acta Biol Colomb.* 2021;26(3):352-364. Doi: <http://dx.doi.org/10.15446/abc.v26n3.81765>

### RESUMEN

En Ecuador las especies exóticas invasoras (EEI) provocan consecuencias negativas en los aspectos ecológicos, económicos y de seguridad alimentaria. Los agroecosistemas hacen parte de los sectores productivos a nivel mundial, pero son vulnerables a sufrir invasiones biológicas por la constante actividad humana y por el traslado de vegetación, tierra y semillas, por lo que deben ser constantemente monitoreados, pues desempeñan un papel importante en la economía al ser fuente de empleo. El objetivo de esta investigación fue evaluar la influencia potencial de las EEI sobre los agroecosistemas de Ecuador continental a través del modelado del nicho ecológico. Se usó como método de modelación el algoritmo de máxima entropía y se emplearon los registros de presencia de seis especies de plantas, tres insectos y un molusco en sus regiones nativas y en zonas invadidas a nivel mundial. Los registros provienen de Global Biodiversity Information Facility y de Tropicos. Como variables explicativas se emplearon 19 variables bioclimáticas y seis variables de vegetación. Se obtuvieron los mapas de distribución geográfica potencial, las áreas de superposición de la distribución de las especies y la delimitación de las zonas de mayor riesgo. Se determinó que las condiciones ambientales de las regiones Sierra y Amazónica son idóneas para una posible invasión de seis y siete especies. Además, más del 50 % de la cobertura agropecuaria del país podría ser afectada por las especies *Wasmannia rochai*, *Spondias purpurea* L., *Lissachatina fulica* y *Conium maculatum* L., siendo los cultivos de ciclo corto los más vulnerables a la invasión por estas especies.

**Palabras Clave:** Agricultura, diversidad biológica, ecosistemas, especie introducida, modelos, nicho ecológico, zonas de alto riesgo.

### ABSTRACT

In Ecuador, invasive alien species (IAS) cause negative consequences in ecology, economy, and food security. Agroecosystems belong to one of the productive sectors worldwide but are vulnerable to biological invasions by constant human activity and the transfer of vegetation, soil, and seeds, so they must be constantly monitored because of their important role in the economy to be a source of employment. The objective of this research was to evaluate the potential influence of IAS on the agroecosystems of continental Ecuador through the modeling of the ecological niche. The maximum entropy algorithm was used as a modeling method, and the presence register in the native region and invaded areas at a global level of six plant species, three insect species and one mollusk species were used. Data were obtained from the Global Biodiversity Information Facility and Tropicos. As explanatory variables, 19 bioclimatic variables, and six vegetation variables were used. Maps of potential geographical distribution, the overlap areas of the

distribution of the species, and the delimitation of the zones of greater risk were obtained. It was determined that the environmental conditions of the Sierra and the Amazonian regions are ideal for a possible invasion of most species. Moreover, more than 50 % of the agricultural coverage of the country could be affected by *Wasmannia rochai*, *Spondias purpurea* L., *Lissachatina fulica*, and *Conium maculatum* L., with short cycle crops being the most vulnerable to invasion.

**Keywords:** Agriculture, biodiversity, ecosystems, introduced species, models, ecological niche, high-risk areas.

## INTRODUCCIÓN

El aumento del comercio y la conectividad mundial han generado nuevos espacios para la introducción de especies (Barriga, 2015), lo cual ha ocasionado impactos negativos en diferentes sectores como la salud pública, la economía y el sector productivo. Estas especies exóticas invasoras (EEI) suelen ser agresivas si no se controlan, se extienden y dominan los ecosistemas, reducen la biodiversidad autóctona (Kołodziejek, 2019) y perturban las funciones de los ecosistemas (Carlton *et al.*, 2019; Doherty-Bone *et al.*, 2019). Dentro del sector productivo, los agroecosistemas, como otros sistemas ecológicos, requieren de una elevada biodiversidad para mantener sus funciones. Sin embargo, también tienden a simplificarse ecológicamente (monocultivos), lo que los hace más susceptibles a las invasiones de especies exóticas que los sistemas naturales. Es por ello que las EEI pueden contribuir a un aumento de los costos de producción y, en algunos casos, pueden causar un alto costo en la producción agrícola. Incluso han desencadenado embargos comerciales bajo las reglas de la Organización Mundial del Comercio y deprimido los valores de los productos básicos (Herrera *et al.*, 2016). Gran parte de las plagas agrícolas existentes son EEI que se introdujeron en algún momento durante los últimos 100 años (Guzmán y Poma, 2015).

Los efectos de las EEI son exacerbados por las perturbaciones de los ecosistemas y por las actividades antropogénicas que provocan fragmentación y degradación de los hábitats (Raghubanshi y Tripathi, 2009), así como por el cambio climático (Verlinden *et al.*, 2014). Otros impactos en la producción de los agroecosistemas pueden resultar de la hibridación entre especies nativas e invasoras (Chaves, 2018; Urquía *et al.*, 2019), la disrupción de depredadores y parásitos nativos, la extinción global de especies nativas y los procesos cambiantes del ecosistema (Altieri *et al.*, 2007).

Las amenazas de las EEI en la agricultura mundial varían de acuerdo al país, la región, las características específicas de los productos básicos agrícolas y los patrones de comercio. En general, los mayores productores agrícolas (China y Estados Unidos) podrían experimentar el mayor costo absoluto de nuevas invasiones de especies (Paini *et al.*, 2016). Sin embargo, los países en desarrollo, en particular los países del África subsahariana, parecen ser los más vulnerables. Además, China y Estados Unidos representan las mayores fuentes potenciales de especies invasoras para el resto del mundo, fundamentalmente en la región de

Latinoamérica, que depende en gran medida del comercio con estas potencias (Paini *et al.*, 2016).

Entre los países latinoamericanos Ecuador se destaca por su producción agrícola que representa una de las fuentes principales en su economía. Productos como el plátano, el cacao, las flores y el café constituyen los artículos principales de exportación del país. La invasión constante y sin control de EEI en Ecuador (e.g. Mauchamp, 1997) representa un problema grave ya que deja en una situación precaria a diversas actividades agrícolas y ganaderas, y genera problemas en la economía y seguridad alimentaria. Es bien conocido el impacto negativo que han dejado las EEI en los cultivos de café y las pérdidas de producción de regiones cercanas en Colombia (Sánchez *et al.*, 2012), además, el impacto que generan las EEI ha sido reconocido en el Convenio sobre Diversidad Biológica (Sarandón, 2010), del cual Ecuador es signatario; en este convenio se propone el control y monitoreo de las EEI que amenazan los ecosistemas y las especies nativas. Sin embargo, a pesar del interés existente en esta problemática actual de invasiones biológicas en el país, solo se han realizado investigaciones y se destinan recursos para eliminar, mitigar y prevenir las invasiones en las Islas Galápagos (e.g. Kaiser, 2001; Buddenhagen, 2006; Causton y Sevilla, 2007; Rivas-Torres *et al.*, 2018; Cimadom *et al.*, 2019). Probablemente, estas islas estén expuestas a nuevas interacciones entre distintos grupos taxonómicos colonizadores (Guzmán, 2013; Causton *et al.*, 2015) por el alto número de especies introducidas (Toral-Granda *et al.*, 2017).

Por otra parte, la región continental Ecuatoriana carece de información sobre los efectos de las EEI en la diversidad de los ecosistemas. La gran mayoría de los trabajos solo reportan la presencia de estas especies (e.g. Cárdenas-Calle *et al.*, 2019), pero carecen de la información necesaria para la prevención y el control de las invasiones biológicas. Tomando en consideración la alta biodiversidad del país, la dependencia del sector agrícola para el impulso de la economía y las afectaciones ecológicas y agrícolas por la incidencia de EEI, el presente estudio tuvo como objetivo predecir las distribuciones geográficas potenciales de las especies exóticas en Ecuador continental para identificar los agroecosistemas con riesgo de ser invadidos. Este estudio está en concordancia con los lineamientos e intereses gubernamentales expuestos en la Agenda 2017 del Instituto Nacional de Biodiversidad (INABIO, 2017) y cumple con las metas y necesidades de investigación identificadas para Ecuador.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se realizó en Ecuador continental, situado en la costa noroccidental de América del Sur (01°30' N y 03°23,5' S; 75°12' W y 81°00' W). Se obtuvo una lista de las EEI presentes en el territorio mediante una revisión de la lista publicada en el Informe Final del proyecto “Digitalización de Datos de Especies Invasoras del Ecuador a Nivel Nacional y Regional” (Corporación Centro de Datos para la Conservación, Ecuador), el informe de Especies Exóticas Invasoras en Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe (Schüttler y Karez, 2008) y el Cuarto Informe para la Convención de Diversidad Biológica (MAE, 2010). Se buscó cada especie en las bases Global Biodiversity Information Facility (data.gbif.org) y TROPICOS (tropicos.org) para obtener registros (coordinadas geográficas) de la presencia de cada una de las especies en el rango nativo de su distribución y en las zonas de invasión en Ecuador y a nivel mundial (Tabla 1). De esta manera se obtuvo la mayor variabilidad de adaptación ambiental de las especies, para luego identificar los posibles sitios de invasión.

### Variables climáticas y de vegetación

Para la modelación del nicho climático de las EEI se usaron las 19 variables bioclimáticas disponibles en WorldClim 2.0 (Fick y Hijmans, 2017) y seis variables de vegetación y de contenido de agua en el suelo (DMP productividad de materia seca, FAPAR fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida, FCOVER fracción de vegetación verde, LAI índice del área foliar, NDVI índice

de vegetación de diferencia normalizada, SWI índice de agua del suelo) obtenidas de Copernicus Global Land Service (Sánchez *et al.*, 2015), con una resolución de 30 arc-segundos (~1 km<sup>2</sup>). Los valores de cada variable climática se extrajeron para cada localidad con presencia registrada de las especies en su región nativa y en las áreas que han sido invadidas a nivel mundial, con el uso de ArcGIS v10.1

### Reducción de variables

Eliminar las variables predictoras altamente correlacionadas de los modelos de nicho ecológico puede aumentar el rendimiento del modelo (Cooper *et al.*, 2016). Para este proceso de eliminación se utilizan varios métodos como los análisis de correlación, el Análisis de Componentes Principales (e.g. Dormann *et al.*, 2013), combinación de métodos estadísticos (e.g. Ferrer-Sánchez *et al.*, 2019) y el criterio de expertos (Fitzpatrick *et al.*, 2013). Sin embargo, cuando se trabaja con numerosas especies invasoras, ecológicamente diferentes, resulta un desafío poder elegir correctamente las variables que mejor podrían representar sus distribuciones potenciales. Por ello, la reducción de variables en este caso, tuvo en cuenta los siguientes cuatro criterios: el primero consistió en modelar la distribución de las especies calibrando los modelos en la región nativa y de invasión mundial con todas las variables climáticas y transfiriéndolo a Ecuador. El segundo solo incluyó las variables de vegetación obtenidas del portal Copernicus Global Land Service. El tercero incluyó las variables (climáticas y de vegetación) de mayor aporte en los dos modelos anteriores. En este trabajo, el modelo se calibró únicamente con los registros de

**Tabla 1.** Datos de las especies exóticas invasoras seleccionadas para la modelación del nicho ecológico en Ecuador continental. N-I: registros de presencia obtenidos en la región nativa e invadida a nivel mundial; E: registros de presencia en Ecuador.

Especie	Registros		Nombre común	Rango nativo	Rango de invasión	Referencias/ Bibliografía
	N-I	E				
<i>Lissachatina fulica</i>	114	13	Caracol gigante africano	África Tropical	África oriental, Sudamérica, Sudeste de Asia	Díaz <i>et al.</i> (2013)
<i>Panicum maximum</i> Jacq.	116	9	Colonial Guinea grass	África	Sudamérica, Centroamérica	Kaushal <i>et al.</i> (2018)
<i>Amaranthus hybridus</i> L.	239	26	Bledo Quelite	América tropical y subtropical Venezuela	América, Europa, África	Arévalo <i>et al.</i> (2017)
<i>Spondias purpurea</i> L.	148	13	Ciruelo	Centroamérica	Sudamérica (hasta Brasil), Rusia	Broggi y Wheeler (2016)
<i>Conium maculatum</i> L.	409	7	Cicutu	Europa	Toda América, Europa, Sudáfrica	Farah-Saeed y Alam (2018)
<i>Asclepias curassavica</i> L.	377	24	Hierba María y burladora	Centroamérica	Sudamérica, Europa: España, Asia: Vietnam, Tailandia, África: Senegal	Godoy-Ceja y Cortez-Madrigal (2018)
<i>Apis mellifera</i> Linnaeus	265	11	Abeja melífera	Europa, África y parte de Asia	América y Oceanía	Neves y Viana (2011)
<i>Wasmannia rochai</i> Forel	180	10	Hormiga de fuego	América Tropical Cuba	América: Estados Unidos, Jamaica, México, Islas del Pacífico	Alatorre-Bracamontes y Vásquez-Bolaños (2010)
<i>Silybum marianum</i> (L.) Gaertn	319	12	Cardo asnal	Región mediterránea	América, Oceanía, África y Asia	Bahmani, <i>et al.</i> (2015)
<i>Aphis fabae</i> Scopoli	156	7	Pulgón negro	Europa y Asia	Europa occidental, Asia, América del Norte, partes más frías de África, Oriente Medio y América del Sur	Meradsi y Laamari (2018)

presencia de las especies en Ecuador y con las variables de mayor aporte a los primeros dos modelos. De esta forma se obtuvieron dos modelos, uno con datos obtenidos a nivel mundial (región nativa y de invasión) y el otro calibrado para Ecuador, que incluyeron las variables más significativas identificadas en los pasos previos.

De las variables que tuvieron mayor aporte al modelo obtenido por el tercer método (>50 % de forma individual o conjunta), se extrajeron sus valores en la región mundial y en Ecuador. Estos se compararon estadísticamente entre estas regiones con el uso de la prueba no paramétrica U de Mann Whitney.

### Distribución geográfica potencial

Con las variables seleccionadas y los registros de presencia de cada especie, se calibraron los modelos mediante el algoritmo de máxima entropía (Maxent 3.4.1) (Phillips *et al.*, 2018), el cual estima la idoneidad ambiental y la distribución potencial de las especies. Entre los algoritmos que usan solo datos de presencia, Maxent tiene muy buen rendimiento predictivo (Elith *et al.*, 2011) y una gran solidez para tamaños de muestra pequeños (Wisz *et al.*, 2008).

Se utilizaron los parámetros predeterminados de Maxent (*autofeatures*) incrementando a 5000 el número máximo de iteraciones en el algoritmo de optimización y se usó el 75 % de los registros de presencia como datos de calibración del modelo por especie y el 25 % como datos de validación (Peterson, 2003). Se utilizó una semilla aleatoria diferente para cada corrida del modelo, por lo que se realizó una partición aleatoria de los datos de calibración/validación y se utilizó un subconjunto aleatorio diferente de los datos de fondo en cada corrida.

Se obtuvieron dos modelos por cada especie. El primero fue calibrado en el área nativa y de invasión mundial y transferido a Ecuador, que se validó con registros nuevos e independientes de las especies en Ecuador. Un segundo modelo se calibró con los registros de presencia de las especies en Ecuador, para obtener su distribución geográfica

potencial en esta región. La salida de MaxEnt se convirtió en un mapa binario que usó como línea de corte el *minimum training presence* (Liu *et al.*, 2013).

La contribución relativa de las variables a la predicción del modelo se analizó por el método Jackknife y por la estimación del porcentaje de contribución relativa de cada variable. Se consideró que las variables que más podrían contribuir al modelo serían las que al sumar su contribución, o de forma independiente, alcanzaran el 50 % de la contribución relativa (Peterson *et al.*, 2003). La capacidad predictiva del modelo se evaluó con la curva ROC (“Receiver Operating Characteristic”). Como el AUC (“Area Under the Curve”) es un indicador pobre de la precisión del modelo cuando no se utilizan datos de ausencia, se calculó además la modificación ROC parcial (Peterson *et al.*, 2008) en el programa NicheToolBox (Osorio-Olvera *et al.*, 2020) para evitar los problemas asociados a estas evaluaciones (Lobo *et al.*, 2008). Se consideró un error de omisión del 5 % (Peterson *et al.*, 2008).

Para evaluar el tipo de uso del suelo (agrícola, agropecuario, pecuario, áreas de conservación, forestal) y la extensión (km<sup>2</sup>) de los agroecosistemas que podrían ser afectados potencialmente por la invasión de las EEI, se usaron las cartas topográficas de uso del suelo a escala 1:50000 del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de Ecuador (MAGAP). Se calcularon mapas de riqueza de EEI con la herramienta SDMToolBox de ArcGis 10.1. Esta herramienta permite sumar todos los mapas binarios de las especies evaluadas. De los mapas de uso de suelo se extrajeron los usos correspondientes a la agricultura y al agropecuario. A través de la superposición del mapa de riqueza de EEI con estos usos, se extrajeron las superficies de cada uso coincidentes parcial o totalmente con las zonas de presencia y de favorabilidad para la invasión potencial de un alto número de EEI. De esta manera se pudo evaluar la extensión de superficie (km<sup>2</sup>) que podría afectarse por la invasión potencial de EEI en diferentes agroecosistemas.

**Tabla 2.** Rendimiento de los modelos de nicho ecológico para diez especies exóticas invasoras en Ecuador continental. AUCc: AUC para datos de calibración del modelo; AUCv: AUC para datos de validación del modelo.

Especies exóticas invasoras	Modelo transferido a Ecuador				Modelo calibrado en Ecuador			
	AUCc	AUCv	AUC parcial	p	AUCc	AUCv	AUC parcial	p
<i>Lissachatina fulica</i>	0,84	0,75 ± 0,07	1,34 ± 0,13	0,006	0,75	0,71 ± 0,04	1,54 ± 0,27	<0,0001***
<i>Panicum maximum</i> Jacq,	0,82	0,75 ± 0,09	1,51 ± 0,16	0,0002	0,97	0,97 ± 0,05	1,94 ± 0,03	<0,0001***
<i>Amaranthus hybridus</i> L,	0,83	0,70 ± 0,05	1,36 ± 0,14	0,01**	0,93	0,96 ± 0,01	1,85 ± 0,04	0,0001***
<i>Spondias purpurea</i> L,	0,72	0,77 ± 0,05	1,41 ± 0,23	0,04*	0,76	0,70 ± 0,05	1,63 ± 0,16	<0,0001***
<i>Conium maculatum</i> L,	0,82	0,82 ± 0,02	1,84 ± 0,08	0,0007**	0,87	0,82 ± 0,06	1,76 ± 0,06	<0,0001***
<i>Asclepias curassavica</i> L,	0,80	0,75 ± 0,04	1,3 ± 0,18	0,044**	0,90	0,73 ± 0,21	1,67 ± 0,14	<0,0001***
<i>Apis mellifera</i> Linnaeus	0,80	0,74 ± 0,03	1,58 ± 0,24	0,006**	0,82	0,70 ± 0,08	1,51 ± 0,11	<0,0001***
<i>Wasmannia rochai</i> Forel	0,86	0,75 ± 0,06	1,58 ± 0,26	0,014**	0,70	1,00 ± 0,09	1,49 ± 0,22	0,01*
<i>Silybum marianum</i> (L,) Gaertn	0,85	0,82 ± 0,02	1,84 ± 0,06	<0,0001***	0,98	0,98 ± 0,05	1,96 ± 0,02	<0,0001***
<i>Aphis fabae</i> Scopoli	0,84	0,80 ± 0,05	1,84 ± 0,05	<0,0001	0,98	0,98 ± 0,05	1,96 ± 0,01	<0,0001

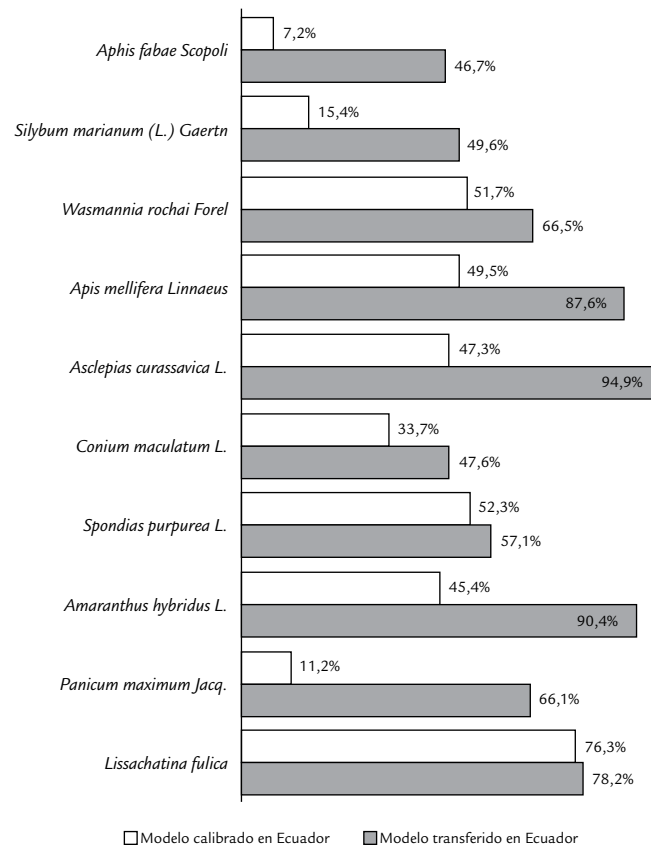
## RESULTADOS

Los modelos de las diez EEI en la región nativa y de invasión mundial tuvieron un buen desempeño, con un promedio del AUC para los datos de calibración de 0.87 y 0.82 respectivamente (tabla 2). Aunque la distribución geográfica potencial de las especies sobrestimó el espacio geográfico con condiciones favorables para cada especie, el AUC parcial indicó un buen rendimiento de los modelos con un promedio AUCp = 1.56 ± 0.15 para los modelos transferidos a Ecuador y AUCp = 1.73 ± 0.11 para los modelos calibrados en Ecuador, significativo en todos los casos ( $p < 0,001$ ) (Tabla 2).

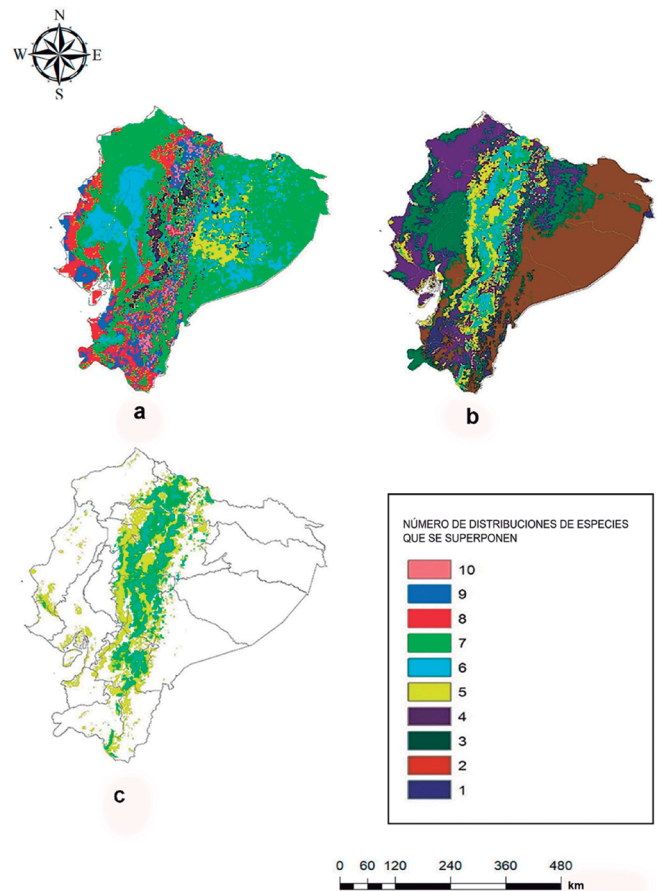
Los modelos calibrados con registros de presencia a nivel mundial indicaron que siete de las diez especies (*Lissachatina fulica*, *Panicum maximum* Jacq., *Amaranthus hybridus* L., *Spondias purpurea* L., *Asclepias curassavica* L., *Apis mellifera* y *Wasmannia rochai*) encuentran condiciones ambientales favorables para la invasión potencial en >50 % del territorio de Ecuador continental (Fig. 1). Sin embargo, el modelo calibrado con registros de presencia en Ecuador indicó que las especies con mayor probabilidad de invasión potencial dadas las

condiciones ambientales adecuadas serían *L. fulica*, *S. purpurea* L., *W. rochai*, *A. mellifera* y *A. curassavica* L. (Fig. 1). Analizando la coincidencia entre los resultados de ambos tipos de modelos se identificaron a estas últimas especies como las de mayor probabilidad de invasión potencial para la mayor parte del país.

A través del análisis de superposición de mapas y tomando en cuenta la coincidencia de los modelos de las 10 EEI, de acuerdo al modelo calibrado en el área nativa y de invasión mundial, las regiones Costa (hacia el oeste) y Amazónica (hacia el este) se identificaron como los lugares con la mayor probabilidad de invasión de seis y siete especies respectivamente, considerando que son las áreas con las condiciones climáticas adecuadas para la coincidencia de las distribuciones geográficas potenciales (Fig. 2a). Sin embargo, a lo largo del pie de montaña se identificaron regiones donde coinciden los modelos de las diez EEI (Fig. 2a). Las provincias Esmeraldas, gran parte de Manabí,



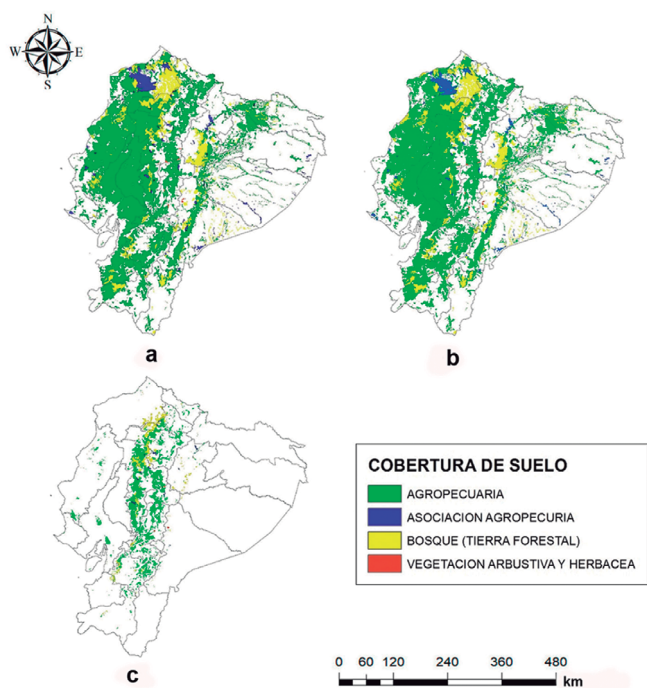
**Figura 1.** Extensión (km<sup>2</sup>) de la distribución geográfica potencial de diez especies exóticas invasoras en Ecuador continental. a) Resultados del modelo calibrado en el área nativa y de invasión mundial y transferido a Ecuador continental; b) resultados del modelo calibrado en Ecuador continental; (%) porcentaje que representa la extensión de las distribuciones respecto a la extensión de Ecuador continental (288 457 km<sup>2</sup>).



**Figura 2.** Traslapo de las distribuciones geográficas potenciales de 10 especies exóticas invasoras en Ecuador continental. a) Distribuciones resultantes de los modelos calibrados en el área nativa y de invasión mundial, transferidos a Ecuador; b) distribuciones resultantes de los modelos calibrados en Ecuador continental; c) coincidencia entre ambos modelos de acuerdo con las áreas donde existe mayor superposición (>5) entre las distribuciones de las especies exóticas invasoras. Los colores indican el número de distribuciones de especies que se superponen en cada píxel.

Guayas y Los Ríos en la región Costa, serían potencialmente las más afectadas. En la Amazonía, las provincias Sucumbíos, Orellana, Pastaza y Morona Santiago presentarían el mayor riesgo debido a la superficie con condiciones ambientales favorables para la invasión de múltiples especies. No obstante, numerosas provincias de Ecuador como Santo Domingo de los Tsáchilas y Pichincha, presentan elevado riesgo de invasión, pero en pequeñas áreas.

En el caso del modelo calibrado en Ecuador continental, la suma de modelos que da la superposición de la distribución de las diez especies identificó a la región Sierra como el lugar con el mayor riesgo de invasión por cinco y seis especies (Fig. 2b), diferentes al modelo anterior. Las provincias Carchi, Imbabura, Pichincha, Cotopaxi, Bolívar, Tungurahua, Chimborazo, Cañar y Azuay presentaron el mayor riesgo de distribución potencial de las especies. Sin embargo, para ocho, nueve y diez especies no hubo coincidencias (Fig. 2b).

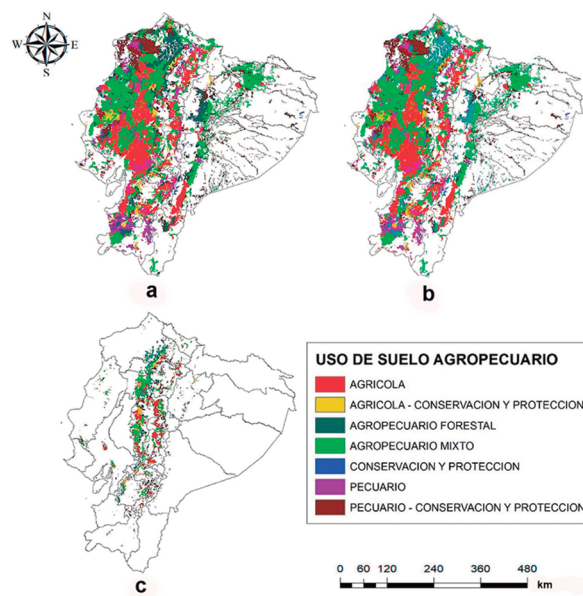


Cobertura de suelo	Nicho		No nicho		Área total
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	
Agropecuaria	14966	14.8	85898	85.2	100864
Asociación agropecuaria	438	9.5	4188	90.5	4626
Bosque (tierra forestal)	3378	20.1	13422	79.9	16800
Vegetación arbustiva y herbácea	66	44.6	82	55.4	148

**Figura 3.** Distribución geográfica potencial de diez especies exóticas invasoras en la cobertura de suelo de Ecuador continental. a) Según el modelo transferido a Ecuador; b) según el modelo calibrado en Ecuador; c) según la coincidencia entre ambos modelos de acuerdo a las áreas donde existe mayor superposición (>5) entre las distribuciones de las especies exóticas invasoras.

A partir del análisis de superposición del mapa de riesgo de invasión (riqueza de especies o coincidencia de las distribuciones potenciales de las especies) con el de cobertura agrícola de Ecuador continental, se identificó que la cobertura de suelo con probabilidad de ser afectada de acuerdo a los dos modelos sería la agropecuaria (Fig. 3). Esta cobertura presentó el mayor riesgo porque coincide con la distribución geográfica potencial de las diez especies. Para el modelo transferido a Ecuador se identificaron 39 662 km<sup>2</sup> de cobertura agropecuaria que podrían ser afectados (Fig. 3a) y para el modelo calibrado en Ecuador continental se identificaron 8787 km<sup>2</sup> (Fig. 3b). Ambos modelos coinciden en 14 966 km<sup>2</sup> de superficie agropecuaria con riesgo de invasión por estas especies, principalmente hacia la región andina.

Se identificó al sistema agropecuario como el agroecosistema más vulnerable a invasiones biológicas (Fig. 4). El sistema agropecuario mixto que integra los cultivos y la ganadería fue el más susceptible, con una superficie de riesgo de invasión de 17 347 km<sup>2</sup> para el modelo transferido a Ecuador y el uso agrícola con 4107 km<sup>2</sup>



Uso Agropecuario	Nicho		No nicho		Área total
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	
Agropecuaria forestal	3492	20.46	13578	79.54	17070
Pecuario	2031	15.65	10945	84.35	12976
Agrícola	4787	15.55	25990	84.45	30777
Agropecuaria mixto	5562	14.04	34065	85.96	39627
Agrícola - conservación y protección	1829	34.43	3483	65.57	5312
Pecuario - conservación y protección	1030	6.316	15279	93.68	16309
Conservación y protección	117	31.88	250	68.12	367

**Figura 4.** Distribución geográfica potencial de diez especies exóticas invasoras sobre el uso de suelo agropecuario en Ecuador continental. a) Según el modelo transferido a Ecuador; b) según el modelo calibrado en Ecuador; c) según la coincidencia entre ambos modelos de acuerdo con las áreas donde existe mayor superposición (>5) entre las distribuciones de las especies exóticas invasoras.

para el modelo calibrado en Ecuador. Ambos modelos coinciden en que 5562 km<sup>2</sup> de uso agropecuario mixto podrían ser afectados potencialmente porque presentan condiciones adecuadas (Fig. 4), pero solo representan el 14 % de la extensión de este uso. El mayor porcentaje (34 %) de extensión con condiciones idóneas correspondió al uso agrícola-conservación y protección (Fig. 4).

A través de la capa de descripción de actividades agrícolas se seleccionaron los cultivos más representativos, tomando como criterio principal el área de posible invasión y la importancia que representan estos cultivos para la economía del país. Para los dos modelos se identificaron los cultivos de ciclo corto como los que presentan más superficie (11 459,9 km<sup>2</sup>, 74,5 %; 6169,4 km<sup>2</sup>, 40,1 % respectivamente) de tierra potencialmente favorable a invasión, ya que las condiciones climáticas son idóneas para que estas especies se distribuyan (Tabla 3). Los cultivos de banano, caña de azúcar y maíz también podrían sufrir afectaciones, dado que las condiciones favorables aparecen en el 69 a 69,7 % de su extensión (Tabla 3), para el modelo transferido a Ecuador continental.

## DISCUSIÓN

Las especies *Lissachatina fulica*, *Conium maculatum* L., *Wasmannia rochai* y *Apis mellifera* podrían invadir los agroecosistemas de Ecuador continental, estas especies probablemente no necesiten un control activo en la actualidad, pero deben monitorizarse utilizando herramientas ecológicas y socioeconómicas, y luego se les debe dar prioridad si comienzan a provocar impactos negativos. Lo anterior permitiría combatir las desde su detección y no esperando a que se observen efectos negativos.

La especie *L. fulica*, habita en climas templados, zonas costeras, zonas agrícolas y bosques en general (Garcés-Restrepo *et al.*, 2016), lo cual concuerda con lo observado en este estudio. Según los modelos existe una alta probabilidad

de encontrar condiciones ambientales adecuadas en la región Costa, la cual presenta características similares a las halladas en los lugares donde se obtuvieron registros de presencia de esta especie en su área nativa y de invasión mundial y en algunas localidades de Ecuador. En este sitio las temperaturas van desde los 22 a los 28 °C y esta especie, de acuerdo a la temperatura media anual, se adecuaría mejor a temperaturas superiores a 25 °C. Además, existe una posibilidad de invasión potencial en las regiones Sierra y Amazonía de Ecuador, dado que las condiciones climáticas son favorables para la especie.

*Lissachatina fulica* se considera una plaga de alta prioridad en los programas de erradicación, ya que es transmisora de parásitos que pueden generar problemas neurológicos, respiratorios, hepáticos y estomacales en humanos. La enfermedad meningoencefalitis eosinofílica en humanos, causada por el helminto *Angiostrongylus cantonensis*, está asociada a la presencia de larvas infectantes del parásito en el caracol invasor (e.g. Hernández *et al.*, 2020) y deja secuelas neurológicas en los pacientes. Además, este caracol afecta gravemente a los ecosistemas (Garcés-Restrepo *et al.*, 2016), ya que compete con las especies autóctonas y destruye la vegetación al ser un herbívoro polígrafo que se alimenta tanto de los troncos como de los tallos, hojas, flores y frutos. Tiene una gran plasticidad fenotípica y logra desplazar, por su alta competitividad, al resto de los moluscos terrestres del ecosistema que invaden. A esta situación se suma que también puede actuar como un importante depredador de otros caracoles (Borrero *et al.*, 2009) o puede contribuir de forma directa o indirecta a la extinción de diferentes especies de moluscos endémicos, como los de la familia Orthalicidae. Puede propagarse rápidamente e incurrir en daños sustanciales en un período corto si no hay una respuesta de gestión oportuna (Radosevich *et al.*, 2007). Actualmente, es de alta prioridad su manejo en ecosistemas naturales para contrarrestar los efectos negativos que provoca.

**Tabla 3.** Cultivos agrícolas potencialmente más afectables por la distribución geográfica potencial de diez especies exóticas invasoras en Ecuador continental.

Cultivo	Modelo transferido a Ecuador continental		Modelo calibrado en Ecuador continental		Total área (km <sup>2</sup> )	Área de coincidencia entre ambos modelos		
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%		km <sup>2</sup>	%	Total
Cacao	851,3	45,3	360,2	19,2	1877	8	0,4	1877
Ciclo corto	11459,9	74,5	6169,4	40,1	15386	4050	26,3	15386
Café	1131,2	59,8	479,4	25,4	1890	66	3,5	1890
Banano	1513,7	69,0	519,0	23,7	2193	1	0,0	2193
Caña de azúcar	946,9	69,7	414,6	30,5	1358	223	16,4	1358
Maíz	6775,5	69,6	3645,6	37,5	9731	2236	23,0	9731
Arboricultura tropical	8421,6	62,6	4000,3	29,7	13457	1971	14,6	13457
Arroz	2547,9	62,2	1263,1	30,8	4097	198	4,8	4097
Frutales	1130,8	65,8	525,4	30,6	1719	175	10,2	1719

Este caracol está incluido entre las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo (Lowe *et al.*, 2004) y se identifica como una de las más nocivas de las regiones subtropicales y tropicales de Asia y el Pacífico (Yu *et al.*, 2016). Por ello, es importante considerarla en programas de priorización para prevenir su posible invasión a las regiones amazónicas y costeras de Ecuador, donde podría provocar graves daños ecológicos y económicos, dadas las condiciones adecuadas de humedad y temperatura donde se desarrollan mejor las poblaciones de este molusco.

*Conium maculatum* L. se adapta a una gran variedad de climas y puede presentarse en bordes de caminos, ríos, cunetas, huertas abandonadas, en altitudes que llegan hasta los 1 400 msnm, por lo que su potencial de invasión, de acuerdo a estos resultados, se presentaría en la región Sierra. Asimismo, de acuerdo a otros estudios (e.g. Durán y Gómez, 2016), se ha reportado su presencia en plantaciones de trigo, maíz, cereales de grano fino y alfalfa en Argentina y otros países. Al ser una planta venenosa, la manipulación incorrecta por parte de los agricultores puede provocar problemas de irritación en la piel y en el caso de actividades ganaderas, el consumo por parte del ganado provocaría intoxicación (Durán y Gómez, 2016). Esto concuerda con nuestro análisis de agroecosistemas, donde los cultivos de ciclo corto como el maíz podrían ser afectados al encontrarse en ambientes con condiciones climáticas y de vegetación favorables para la invasión. Por ello, debe ser controlada y erradicada.

*Wasmannia rochai* habita en ambientes húmedos o secos y en zonas costeras. Algunos estudios la registran en plantaciones de cacao (Ulloa *et al.*, 2012). En Ecuador continental, la invasión potencial de esta especie podría abarcar la región Costa, en provincias como Santo Domingo, Los Ríos y Esmeraldas, y en la región Amazónica. Además, los cultivos de ciclo corto podrían estar propensos a su invasión, así como el 60 % de los cultivos de cacao a nivel nacional (Ulloa *et al.*, 2012).

*Apis mellifera* podría invadir áreas agropecuarias y cultivos agrícolas con condiciones ambientales favorables en la región Costa y Sierra. Esto podría afectar la producción de cultivos y los ingresos de muchos productores ya que *A. mellifera* es una especie muy agresiva y ahuyenta a otras especies polinizadoras más pequeñas, por lo que su presencia podría desestabilizar entornos naturales y agroforestales (Valladares, 2015) al disminuir la diversidad de polinizadores nativos. Es importante resaltar que su potencial de adaptarse a una gran variedad de climas y zonas donde exista suministro abundante de plantas con flores adecuadas (prados, áreas boscosas abiertas, jardines) incentiva a los productores de miel para distribuir esta abeja en muchas localidades donde naturalmente demoraría su ingreso o no podría llegar por factores limitantes de su expansión. Esto contribuye al éxito de colonización de la especie y a la rápida invasión de ecosistemas disímiles.

Las distribuciones potenciales de todas las especies analizadas comparten similitudes en cuanto a temperatura, precipitación, altitud e índices de vegetación. Sin embargo, hubo diferencias apreciables entre los resultados del modelo calibrado en la región nativa y de invasión mundial y el calibrado en Ecuador. Estas diferencias se pueden atribuir a la mayor variabilidad climática representada en las localidades de presencia obtenidas a nivel mundial, respecto a la menor cantidad de registros y menor variabilidad climática en el Ecuador. Por ello, y tratándose de especies invasoras, se considera que la mejor predicción se obtuvo a partir del modelo calibrado a nivel mundial.

Las variables más importantes para el rango nativo difieren de las identificadas en los modelos calibrados en Ecuador continental. Estas diferencias podrían atribuirse a que el nicho climático de las EEI no se ha conservado entre la región nativa y de invasión en Ecuador. Dicho aspecto tendría importantes implicaciones para la invasión, ya que las especies podrían tolerar nuevos climas y expandir su invasión más allá de las condiciones favorables conocidas en las regiones nativas (Halmy *et al.*, 2019). Se conoce que para muchas EEI la similitud climática entre los rangos nativos y de invasión puede facilitar la invasión (Petitpierre *et al.*, 2012; Obiakara y Fourcade, 2018). Esto se fundamenta en la teoría de “conservadurismo” del nicho, que indica que el nicho de una especie es constante en el espacio y el tiempo (Pearman *et al.*, 2008) y predice que se requieren los climas que caracterizan el rango nativo de una especie para su expansión más allá del mismo (Bronneimann *et al.*, 2012). Sin embargo, la expectativa del conservadurismo del nicho es compleja y los datos empíricos demuestran que pueden existir diferencias entre nichos climáticos nativos e invasores (e.g. restricción por factores bióticos como la depredación, la competencia y la limitación de dispersión, que resulta en la ocupación de una parte del nicho; Hutchinson, 1978). Cualquier alteración de estos factores bióticos puede producir un cambio en el nicho realizado (Tingley *et al.*, 2014).

Varios estudios han documentado el conservadurismo de nicho de las poblaciones invasoras en relación con las poblaciones nativas (Peterson, 2011; Palaoro *et al.*, 2013; Cunze *et al.*, 2018). Sin embargo, crece la evidencia sobre cambios entre los nichos nativo e invadido (Tingley *et al.*, 2014; Atwater *et al.*, 2018) que repercute en la diseminación de las EEI dentro de los rangos de invasión, más allá de condiciones climáticas semejantes a las de su rango nativo, y que apoyan los resultados obtenidos en este estudio. Este tipo de análisis puede contribuir a la identificación de tendencias de poblaciones de EEI en sus rangos de invasión y de esta manera prevenir, mitigar y manejar las invasiones biológicas desarrollando estrategias formuladas bajo criterios científicos (Ørsted y Ørsted, 2019).

Se debe tener precaución con la interpretación de los modelos debido al grado de incertidumbre que puede ser intrínseco al método (Pearson *et al.*, 2007). Pero de acuerdo



con estos resultados, la recopilación de información realizada permitirá el desarrollo de estrategias preventivas en sitios que han sido identificados con un riesgo potencial de invasión por múltiples especies exóticas. Se podrían prevenir consecuencias negativas y muchas veces irreversibles en los agroecosistemas del país, si la información generada llega a las instituciones responsables de llevar a cabo las estrategias preventivas, de mitigación y de control de las plagas y especies exóticas invasoras.

Aunque las especies invasoras se han mencionado como un problema en muchos estudios y documentos gubernamentales de Ecuador, han recibido poca atención en los planes de conservación y adaptación. Se espera que los resultados de esta investigación contribuyan a una estrategia nacional de gestión de EEI, al estar en completa concordancia con las prioridades de investigación identificadas recientemente en la meta 2, objetivo 2,5 de la Agenda Nacional de Investigación sobre la Biodiversidad (INABIO, 2017). Las actividades que se recomiendan a nivel mundial (Shrestha *et al.*, 2019) y específicamente para Ecuador, según estos resultados, incluyen tres aspectos: 1) la producción y amplia difusión de materiales de educación comunitaria relacionados con la invasión biológica; 2) la cuantificación de los impactos de las especies a nivel nacional y de su costo económico en los medios de vida y en los agroecosistemas; y 3) un enfoque de manejo no limitado a las especies priorizadas por las comunidades agrícolas y dependientes de los bosques.

Una vez que se establecen las especies introducidas, su control o erradicación es difícil y probablemente muy costoso (Campbell *et al.*, 2015). Las especies estudiadas ya se han establecido en Ecuador. En ausencia de control humano, se espera que estas especies continúen su propagación y aumento de las poblaciones, debido a la adaptabilidad, tolerancia ecológica y a la estrategia reproductiva exitosa que las caracteriza. Este potencial para una mayor expansión, junto con el estatus de plagas agrícolas en la mayoría de los casos, debe tenerse en cuenta al considerar el daño que pueden causar, particularmente en las extensas regiones agrícolas de Ecuador, donde se encuentran las principales producciones del país. Además, es importante destacar que ante los escenarios de cambio climático que se proyectan actualmente, estos efectos de las EEI pueden actuar sinérgicamente con el clima y exacerbar el problema para las producciones agrícolas. Esta situación afectaría adversamente la seguridad alimentaria y agravaría la desnutrición en América Latina, afectando a 5, 26 y 85 millones de personas en 2020, 2050 y 2080 respectivamente (Canales *et al.*, 2006). De acuerdo con lo anterior, existe una necesidad urgente de iniciar un programa preventivo, de control y de erradicación de especies exóticas invasoras en Ecuador continental (e.g. Correoso, 2006), que funcione de manera eficiente y efectiva y que utilice un ejercicio de priorización para responder acertadamente al control de las especies más agresivas.

## CONCLUSIONES

Tanto para el modelo calibrado en el área nativa y de invasión, como para el modelo calibrado de acuerdo a las condiciones climáticas de Ecuador continental, las especies cuya distribución geográfica potencial sobrepasa el 50 % de la extensión de Ecuador continental fueron *Lissachatina fulica*, *Spondias purpurea* L. y *Wasmannia rochai*. Las condiciones ambientales son apropiadas fundamentalmente en las provincias de la región Amazónica debido al bosque tropical lluvioso que le confiere una gran variedad de climas. Constituye así un área idónea para que muchas especies exóticas invasoras se puedan adaptar con relativa facilidad. Más del 50 % de la cobertura agropecuaria del país podría ser afectada por las especies *Wasmannia rochai*, *Spondias purpurea* L., *Lissachatina fulica* y *Conium maculatum* L. Estas especies mostraron una elevada probabilidad de invadir usos de suelo dedicados exclusivamente a labores agrícolas y agropecuario-mixtas, dentro de los cuales los cultivos agrícolas con mayor riesgo de afectación podrían ser los de ciclo corto como los cereales y otros cultivos para aprovechamiento textil como el algodón. Estos resultados deberán corroborarse en campo. Además, se debe poner más atención en los lugares donde aún no hay indicios de invasión para evitar futuros problemas ecológicos, económicos y sociales.

## CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no tienen conflicto de intereses.

## AGRADECIMIENTOS

Se agradece a los proyectos FOCICYT (5ta y 6ta convocatoria) "Predicciones de riesgo potencial de invasión de especies exóticas en Ecuador: Implicaciones para especies endémicas y ecosistemas" e "Impacto potencial de diferentes escenarios de cambio climático sobre las especies exóticas invasoras en Ecuador: evaluación a partir de la modelación del nicho ecológico" de la Universidad Técnica Estatal de Quevedo, Ecuador, por el financiamiento otorgado.

## REFERENCIAS

- Alatorre-Bracamontes CE, Vásquez-Bolaños M. Lista comentada de las hormigas (*Hymenoptera: Formicidae*) del norte de México. Dug. 2010; 17: 9-36.
- Altieri M, Nicholls C. Biodiversidad y manejo de plagas en agroecosistemas. 2 ed. Barcelona: Icaria editorial; 2007. 247 p.
- Arévalo JR, Martín JL, Ojeda-Land E. Aspectos socioeconómicos y anomalías de temperatura: responsables del incremento del número de especies introducidas en las Islas Canarias (1940-2010). Bot

- Sci. 2017; 95: 61-80. Doi: <http://dx.doi.org/10.17129/botsci.683>
- Atwater DZ, Ervine C, Barney JN. Climatic niche shifts are common in introduced plants. *Nat Ecol Evol.* 2018; 2: 34-43. Doi: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0396-z>
- Bahmani M, Shirzad H, Rafeian S, Rafeian-Kopaei M. *Silybum marianum*: beyond hepatoprotection. *J Evid Based Complementary Altern Med.* 2015; 20: 292-301. Doi: <https://doi.org/10.1177/2156587215571116>
- Barriga AM. La contradicción del turismo en la conservación y el desarrollo en Galápagos-Ecuador. *Estud perspect tur.* 2015; 24: 399-413.
- Borrero FJ, Breure AS, Christensen C, Correoso M, Ávila VM. Into the Andes: Three new introductions of *Lissachatina fulica* (Gastropoda, Achatinidae) and its potential distribution in South America. *Tentacle.* 2009; 17: 6-8.
- Broennimann O, Fitzpatrick MC, Pearman PB, Petitpierre B, Pellissier L, Yoccoz NG, *et al.* Measuring ecological niche overlap from occurrence and spatial environmental data. *Global Ecol Biogeogr.* 2012; 21(4): 481-497. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00698.x>
- Broggi E, Dyer K, Wheeler GS. Host range testing and life history of the defoliator *Hymenomima* nr. memor: An unsuitable biological control agent for *Schinus terebinthifolia* in the USA. *Biocontrol Sci Technol.* 2016; 26: 1565-1573. Doi: <https://doi.org/10.1080/09583157.2016.1222353>
- Buddenhagen CE. The successful eradication of two blackberry species *Rubus megalococcus* and *R. adenotrichos* (Rosaceae) from Santa Cruz Island, Galapagos, Ecuador. *Pac Conserv Biol.* 2006; 12(4): 272-278. Doi: <https://doi.org/10.1071/PC060272>
- Campbell KJ, Beek J, Eason CT, Glen AS, Godwin J, Gould F, *et al.* The next generation of rodent eradications: innovative technologies and tools to improve species specificity and increase their feasibility on islands. *Biol Cons.* 2015; 185: 47-58. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.10.016>
- Canales L, Mejía L, López M, Gruenberguer J, Lanuza V. Impactos del cambio climático en la agricultura de América Central y en las familias productoras de granos básicos. *Observatorio de la Sostenibilidad. Red Latinoamericana.* Managua: Centro Alexander Van Humboldt; 2006. 117 p.
- Cárdenas-Calle M, Pérez-Correa J, Martínez P, Keith I, Rivera F, Cornejo M., Triviño M. First report of marine alien species in mainland Ecuador: threats of invasion in rocky shores. In: CR Veitch, MN Clout, AR Martin, JC Russell, CJ West, editors. *Island invasives: scaling up to meet the challenge.* Gland, Switzerland: Occasional Paper SSC no. 62, IUCN; 2019. p. 452-457.
- Carlton JT, Keith I, Ruiz GM. Assessing marine bioinvasions in the Galápagos Islands: implications for conservation biology and marine protected areas. *Aquat Invasions.* 2019; 14(1): 1-20. Doi: <https://doi.org/10.3391/ai.2019.14.1.01>
- Causton C, Sevilla C. Últimos registros de invertebrados introducidos y su control en Galápagos. *Informe Galápagos 2006-2007.* Puerto Ayora, Galápagos, Ecuador: PNG, FCD & INGALA; 2007. p. 146-149.
- Causton C, Jäger H, Toral V, Cruz M, Mejía M, Guerrero E, *et al.* Número total y estatus actual de las especies introducidas e interceptadas en Galápagos. *Informe Galápagos 2015.* Puerto Ayora, Galápagos, Ecuador: DPNG, CGREG, FCD y GC; 2016. p. 184-186.
- Chaves JA. Genetic Consequences of Invasive Species in the Galapagos Islands. In: Lourdes Torres M, Mena CF, editors. *Understanding Invasive Species in the Galapagos Islands.* Cham: Springer; 2018. p. 19-32.
- Cimadam A, Jäger H, Schulze CH, Hood-Nowotny R, Wappl C, Tebbich S. Weed management increases the detrimental effect of an invasive parasite on arboreal Darwin's finches. *Biol Conserv.* 2019; 233: 93-101. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.02.025>
- Cooper DM, Dugmore AJ, Gittings BM, Scharf AK, Wilting A, Kitchener AC. Predicted pleistocene-holocene range shifts of the tiger (*Panthera tigris*). *Divers Distrib.* 2016; 22(11): 1199-1211. Doi: <https://doi.org/10.1111/ddi.12484>
- Correoso M. Estrategia preliminar para evaluar y erradicar *Achatina fulica* (Gastropoda: Achatinaceae) en Ecuador. *Bol Téc, Ser Zool.* 2006; 6(2): 45-52.
- Cunze S, Kochmann J, Koch LK, Klimpel S. Niche conservatism of *Aedes albopictus* and *Aedes aegypti*-two mosquito species with different invasion histories. *Sci Rep.* 2018; 8: 7733. Doi: <https://doi.org/10.1038/s41598-018-26092-2>
- Díaz J, Lorenti E, Valente R, Capasso S, Gregoric D, Teresa G. Estado actual del conocimiento de las parasitosis del molusco invasor *Achatina fulica* en la Argentina. Su importancia como posible vector de angiostrongiliasis. 1 ed. *Moluscos de interés sanitario en la Argentina.* La Plata: Edulp Universidad Nacional de la Plata; 2013. p 40.
- Doherty-Bone TM, Dunn AM, Jackson FL, Brown LE. Multifaceted impacts of native and invasive alien decapod species on freshwater biodiversity and ecosystem functioning. *Freshwater Biol.* 2019; 64(3): 461-473. Doi: <https://doi.org/10.1111/fwb.13234>
- Dormann CF, Elith J, Bacher S, Buchmann C, Carl G, Carré G, *et al.* Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography.* 2013; 36(1): 27-46. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>
- Durán E, Gómez A. *Labores culturales y recolección de los cultivos ecológicos.* 1 ed. Málaga: IC Editorial; 2016. 308 p.
- Elith J, Phillips SJ, Hastie T, Dudík M, Chee YE, Yates CJ. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists.

- Divers Distrib. 2011; 17(1): 43-57. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x>
- Farah-Saeed MA, Alam SM. *Conium maculatum*: A review. J Pharmacogn Phytochem. 2018; 7(5): 621-629.
- Ferrer-Sánchez Y, Rodríguez-Estrella R, Martínez-Morales MA. Improving conservation strategies of raptors through landscape ecology analysis: The case of the endemic Cuban Black Hawk. Ecol Evol. 2019; 9(24): 13808-13823. Doi: <https://doi.org/10.1002/ece3.5815>
- Fick SE, Hijmans RJ. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. Int J Climatol. 2017; 37(12): 4302-4315. Doi: <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Fitzpatrick MC, Gotelli NJ, Ellison AM. MaxEnt versus MaxLike: empirical comparisons with ant species distributions. Ecosphere. 2013;4(5):1-15. Doi: <https://doi.org/10.1890/ES13-00066.1>
- Garcés-Restrepo MF, Patiño-Montoya A, Gómez-Díaz M, Giraldo A, Bolívar-García W. Sustancias alternativas para el control del caracol africano (*Achatina fulica*) en el Valle del Cauca, Colombia. Biota Colomb. 2016; 17(1): 44-50. Doi: <https://doi.org/10.21068/bc.v17i1.398>
- Godoy-Ceja CA, Cortez-Madrigal H. Potencial de *Aclepias curassavica* L. (Apocynaceae) en el control biológico de plagas. Rev Mex Cienc Agríc. 2018; 9(2): 303-315. Doi: <http://dx.doi.org/10.29312/remexca.v9i2.1073>
- Guzmán JC, Poma JE. Bioagricultura: Una oportunidad para el buen vivir insular. Informe Galápagos 2013-2014. Puerto Ayora, Galápagos, Ecuador: DPNG, CGREG, FCD y GC; 2015: 25-29. p. 25-29.
- Halmy MWA, Fawzy M, Ahmed DA, Saeed NM, Awad MA. Monitoring and predicting the potential distribution of alien plant species in arid ecosystem using remotely-sensed data. RSASE. 2019; 13: 69-84. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.10.005>
- Hernández Ferreras K, Sánchez Aldereguía S, Gómez Pérez D, Dorta Contreras AJ. Evidencias clínico-epidemiológicas vinculadas a *Lissachatina fulica* en un adulto con meningoencefalitis eosinofílica causada por *Angiostrongylus cantonensis*. Rev Cubana Inv Bioméd. 2020: 39.
- Herrera I, Goncalves E, Pauchard A, Bustamante RO, editors. Manual de plantas invasoras de Sudamérica. 1 ed. IEB Chile, Instituto de Ecología y Biodiversidad; 2016. 116 p.
- Hutchinson GE. An Introduction to Population Ecology. New Haven:Yale University Press; 1978. 260 p.
- INABIO. Agenda nacional de investigación sobre la biodiversidad. Quito: MAE, SENESCYT e INABIO; 2017. 20p.
- Kaiser J. Galápagos takes aim at alien invaders. Science. 2001; 293(5530): 590-592. Doi: <https://doi.org/10.1126/science.293.5530.590>
- Kaushal P, Dwivedi KK, Radhakrishna A, Saxena S, Paul S, Srivastava MK, et al. Ploidy dependent expression of apomixis and its components in guinea grass (*Panicum maximum* Jacq.). Euphytica. 2018; 214(9): 152. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10681-018-2232-1>
- Kołodziejek J. Growth and competitive interaction between seedlings of an invasive *Rumex confertus* and of co-occurring two native *Rumex* species in relation to nutrient availability. Sci Rep. 2019; 9(1): 3298. Doi: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-39947-z>
- Liu C, White M, Newell G. Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. J Biogeogr. 2013; 40(4): 778-789. Doi: <https://doi.org/10.1111/jbi.12058>
- Lobo JM, Jiménez-Valverde A, Real R. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. Glob Ecol Biogeogr. 2008; 17(2): 145-151. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00358.x>
- Lowe S, Browne M, Boudjelas S, De Poorter M. 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database. Invasive Species Specialist Group, Species Survival Commission. Auckland, New Zealand: World Conservation Union; 2004. 12p.
- MAE. Cuarto Informe Nacional para el Convenio sobre la Diversidad Biológica. Quito: MAE; 2010. 44 p.
- Mauchamp A. Threats from alien plant species in the Galápagos Islands. Conserv Biol. 1997; 11(1):260-263. Doi: <https://www.jstor.org/stable/2387299>
- Meradsi F, Laamari M. Behavioral and biological responses of black bean aphid (*Aphis fabae*, Scopoli, 1763) on seven Algerian local broad bean cultivars. Acta Agric Slov. 2018; 111(3): 535-543. Doi: <http://dx.doi.org/10.14720/aas.2018.111.3.02>
- Neves EL, Viana BF. Pollination efficiency of *Apis mellifera* Linnaeus, 1758 (Hymenoptera, Apidae) on the monoecious plants *Jatropha mollissima* (Pohl) Baill. and *Jatropha mutabilis* (Pohl) Baill. (Euphorbiaceae) in a semi-arid Caatinga area, northeastern Brazil. Braz J Biol. 2011; 71(1): 107-113. Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842011000100016>
- Obiakara MC, Fourcade Y. Climatic niche and potential distribution of *Tithonia diversifolia* (Hemsl.) A. Gray in Africa. PloS One. 2018; 13(9): e0202421. Doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0202421>
- Ørsted IV, Ørsted M. Species distribution models of the Spotted Wing Drosophila (*Drosophila suzukii*, Diptera: Drosophilidae) in its native and invasive range reveal an ecological niche shift. J Appl Ecol. 2019;56(2): 423-435. Doi: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13285>
- Osorio-Olvera L, Lira-Noriega A, Soberón J, Townsend Peterson A, Falconi M, Contreras-Díaz RG, Martínez-Meyer E, Barve V, Barve N. ntbox: an R package with graphical user interface for modeling and evaluating multidimensional ecological niches. Methods Ecol Evol. 2020; 11, 1199-1206. Doi: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13452>

- Paini DR, Sheppard AW, Cook DC, De Barro PJ, Worner SP, Thomas MB. Global threat to agriculture from invasive species. *Proc Natl Acad Sci.* 2016; 113(27): 7575-7579. Doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.1602205113>
- Palaoro AV, Dalosto MM, Costa GC, Santos S. Niche conservatism and the potential for the crayfish *Procambarus clarkii* to invade South America. *Freshwater Biol.* 2013; 58(7):1379-1391. Doi: <https://doi.org/10.1111/fwb.12134>
- Pearman PB, Guisan A, Broennimann O, Randin CF. Niche dynamics in space and time. *Trends Ecol Evol.* 2008; 23(3):149-158. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.11.005>
- Pearson RG, Raxworthy CJ, Nakamura M, Townsend Peterson A. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *J Biogeogr.* 2007; 34(1): 102-117. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01594.x>
- Peterson AT. Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. *Q Rev Biol.* 2003; 78(4): 419-433. Doi: <https://doi.org/10.1086/378926>
- Peterson AT. Ecological niche conservatism: a time-structured review of evidence. *J Biogeogr.* 2011; 38(5):817-827. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02456.x>
- Peterson AT, Papes M, Kluza DA. Predicting the potential invasive distributions of four alien plant species in North America. *Weed Sci.* 2003; 51(6): 863-868. Doi: <https://doi.org/10.1614/P2002-081>
- Peterson AT, Papeş M, Soberón J. Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. *Ecol Modell.* 2008; 213(1): 63-72. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.11.008>
- Petitpierre B, Kueffer C, Broennimann O, Randin C, Daehler C, Guisan A. Climatic niche shifts are rare among terrestrial plant invaders. *Science.* 2012; 335(6074):1344-1348. Doi: <https://doi.org/10.1126/science.1215933>
- Phillips SJ, Dudík M, Schapire RE. Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.1). 2018. Available in: [http://biodiversityinformatics.amnh.org/open\\_source/maxent/](http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/) Cited: 21 may 2021.
- Radosevich SR, Holt JS, Ghera CM. Ecology of weeds and invasive plants: relationship to agriculture and natural resource management. 3 ed. California: John Wiley & Sons; 2007. 400 p. Doi: <https://doi.org/10.1002/9780470168943>
- Raghubanshi AS, Tripathi A. Effect of disturbance, habitat fragmentation and alien invasive plants on floral diversity in dry tropical forests of Vindhyan highland: a review. *Trop Ecol.* 2009; 50(1): 57.
- Rivas-Torres G, Flory SL, Loisele B. Plant community composition and structural characteristics of an invaded forest in the Galápagos. *Biodivers Conserv.* 2018; 27(2): 329-344. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1437-2>
- Sánchez ÁR, Ulloa KH, Marques RA. El impacto de la producción de café sobre la biodiversidad, la transformación del paisaje y las especies exóticas invasoras. *Ambiente y Desarrollo.* 2012; 16(30): 93-104.
- Sánchez J, Camacho F, Lacaze R, Smets B. Early validation of PROBA-V GEOV1 LAI, FAPAR and FCOVER products for the continuity of the Copernicus Global Land Service. *ISPRS Archives.* 2015; 40(7): 93. Doi: <https://doi.org/10.5194/isprsarchives-XL-7-W3-93-2015>
- Sarandón SJ. Biodiversidad, agrobiodiversidad y agricultura sustentable. Análisis del Convenio sobre Diversidad Biológica. León Sicard TE y Altieri M. Vertientes del pensamiento agroecológico: fundamentos y aplicaciones. Medellín, Colombia: Instituto de Estudios Ambientales, Universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá, Sociedad Científica Latinoamericana de Agroecología (SOCLA); 2010. p. 105-129.
- Schüttler E, Karez CS. Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera 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. Montevideo, Uruguay: Oficina Regional de Ciencia de la UNESCO para América Latina y el Caribe; 2008. 305 p.
- Shrestha BB, Shrestha UB, Sharma KP, Thapa-Parajuli RB, Devkota A, Siwakoti M. Community perception and prioritization of invasive alien plants in Chitwan-Annapurna Landscape, Nepal. *J Environ Manage.* 2019; 229: 38-47. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.034>
- Tingley R, Vallinoto M, Sequeira F, Kearney MR. Realized niche shift during a global biological invasion. *Proc Natl Acad Sci. U S A.* 2014; 111(28):10233-10238. Doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.1405766111>
- Ulloa PC, Osorio-García AM, Achury R, Bermúdez-Rivas C. Hormigas (*Hymenoptera: Formicidae*) del Bosque seco Tropical (Bs-T) de la cuenca alta del río Cauca, Colombia. *Biota Colomb.* 2012; 13(2): 161-181. Doi: <https://doi.org/10.21068/bc.v13i2.266>
- Urquía D, Gutierrez B, Pozo G, Pozo MJ, Espín A, de Lourdes Torres M. *Psidium guajava* in the Galapagos Islands: population genetics and history of an invasive species. *PloS One.* 2019; 14(3): e0203737. Doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0203737>
- Valladares-Chávez JP. Evaluación clínica y serológica de la respuesta a la aplicación de Apitoxina en problemas de claudicación de bovinos del Centro Experimental Uyumbicho. (Tesis de Bachiller). Quito: UCE; 2015. 94 p.
- Verlinden M, De Boeck HJ, Nijs I. Climate warming alters competition between two highly invasive alien plant species and dominant native competitors. *Weed Res.* 2014; 54(3): 234-244. Doi: <https://doi.org/10.1111/wre.12076>

Wisz MS, Hijmans RJ, Li J, Peterson AT, Graham CH, Guisan A, Zimmermann NE. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Divers Distrib.* 2008; 14(5): 763-773. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00482.x>

Yu F, Akin-Fajiye M, Thapa Magar K, Ren J, Gurevitch J. A global systematic review of ecological field studies on two major invasive plant species, *Ageratina adenophora* and *Chromolaena odorata*. *Divers Distrib.* 2016; 22(11): 1174-1185. Doi: <https://doi.org/10.1111/ddi.12481>