



El Colegio de la Frontera Sur Universidad de Sherbrooke

Especies exóticas invasoras en los bosques secos caducifolios
neotropicales

Tesina
presentada como requisito parcial para optar al grado de
Maestro en Ecología Internacional

Por:

Juan Pablo Martínez Zavaleta

Directora

Dra. Mirna Valdez Hernández

2020



El Colegio de la Frontera Sur

Chetumal, Quintana Roo, 27 de marzo de 2020.

Las personas abajo firmantes, integrantes del jurado examinador de:

Juan Pablo Martínez Zavaleta

hacemos constar que hemos revisado y aprobado la tesina titulada

Especies exóticas invasoras en los bosques secos caducifolios neotropicales

para obtener el grado de Maestro (a) en Ecología Internacional.

	Nombre	Firma
Tutor/a:	Dra. Mirna Valdez Hernández	_____
Evaluador/a:	Dr. Gerald Alexander Islebe	_____

Agradecimientos institucionales

Agradezco a El Colegio de la Frontera Sur y a la Université de Sherbrooke por la educación y formación recibida durante los últimos dos años. Por darme un espacio dónde desarrollarme y crecer tanto personal como profesionalmente. Agradezco a la Universidad Federal de Pernambuco y a la Asociación SOS Caatinga con quienes pude realizar mi práctica en el extranjero.

Gracias al Dr. Rogelio Cedeño, la Dra. Birgit Schmook, la Dra. Sophie Calmé y la M. en C. Caroline Cloutier por su admirable trabajo como coordinadores del programa. Gracias a la Dra. Mirna Valdez por todo el soporte intelectual durante el proceso de la maestría, con comentarios y observaciones siempre pertinentes que me hacían llevar mi trabajo a al siguiente nivel. Gracias al Dr. Gerald A. Islebe por aceptar ser evaluador de la tesina y por todos los comentarios que me ayudaron a mejorar este trabajo. Y a la Dra. Birgit por sus sugerencias en la tesina.

Gracias a toda la plantilla de profesores e invitados, principalmente a Rosita Ortiz y a Carmen Pozo, por haber dado las mejores clases de la maestría. Gracias al José Gómez y a Gabriela Zacarías por su buena disposición y por su capacitación sobre el SIBE, CONRICYT y Mendeleev, que fueron elementos claves durante toda la maestría.

Gracias a Nancy Vela por guiarnos durante todo el proceso del programa, por estar siempre pendiente de nosotros y por poner sus veladoras en acción para que todo saliera bien en nuestro trayecto tanto dentro como fuera de ECOSUR. Y escribo ECOSUR

así, con versalitas, y eso es gracias a Maru, que nos inspiró a mejorar nuestras habilidades de redacción y nos dio enseñanzas que serán útiles toda la vida.

Agradezco a CONACYT por haberme otorgado la beca de manutención y la beca de movilidad, sin las cuales, no habría podido cursar este posgrado.

Agradecimientos personales

Sería un gran error pensar que esta tesina es el resultado final de la maestría, el verdadero resultado final soy yo. El nuevo Juan Pablo que se construyó gracias a todo el proceso académico y personal asociado a este posgrado.

De acuerdo con la teoría de las culturas de Hofstede, en términos generales, la cultura mexicana tiene al colectivismo. Conuerdo, porque siento que a pesar de ser yo la persona que recibe el título al final del programa, haber terminado la maestría es el fruto de un esfuerzo colectivo. En el que se incluye a mi familia, principalmente a mis padres; que son los pilares de mi vida, y a mis amigos, tanto los antiguos como los nuevos, y sin los cuales, me siento completamente a la deriva.

Quiero agradecer a mis compañeros de maestría: Marcos, Carolina, Arturo, Janet, Jasmine y Raúl. Esos colegas con los que compartí risas y llantos. Gracias por contribuir a que esta experiencia fuera maravillosa.

Un gros merci aussi à mes collègues canadiens et français de m'avoir tant appris sur leurs cultures et leur langue. Je veux surtout remercier Vanessa dont son cœur est plus mexicain que la fête de morts malgré son accent argentin et Jonathan avec qui les liens d'amitié créés dureront longtemps.

Gracias a todas las personas mágicas que conocí en Sherbrooke: Lorena, Lucy, Yarenis, 동웅, Cassandra, Elisa, Gypsy y Jesús. Con quienes pude perrear hasta el suelo, soñar

hasta el cielo, hablar hasta el cansancio, reír hasta sentir dolor en el abdomen. Son personas maravillosas que me enseñaron cosas maravillosas y con quien viví momentos maravillosos. Gracias por tanto, por hacerme sentir cómodo y feliz en Sherbrooke.

Agradeço também a todas as pessoas que tornaram a minha estadia no Brasil muito legal. Principalmente Jarcilene e Jairo que, desde os primeiros dias, se tornaram grandes referências intelectuais e pessoais para mim, que admiro e aprecio muito. Obrigado por me permitir entrar na casa e fazer parte da família de vocês.

Agradeço também à comunidade de Floresta que me acolheu, a Josélia, a Tatiana, a Gabriel e toda a família Menezes. Agradeço à família Valgueiro por ter me aberto as portas da casa de vocês e ter me acolhido como um dos seus familiares. Agradeço a Fred Goyanna por me dar alojamento e por todas as conversas cheias de ensinamentos.

Gracias a Rolo y Móni de la Unidad de Vinculación de la UNAM Campus Morelia, a quienes olvidé incluir en los agradecimientos de mi tesis de Licenciatura, y les prometí que los agregaría en los agradecimientos si hacía otra tesis.

Resumen

Las especies exóticas invasoras (EEI) son la segunda causa de pérdida de la biodiversidad. Existen acuerdos internacionales que comprometen a los países contratantes a desarrollar políticas públicas nacionales que garanticen el manejo de EEI en su territorio y así disminuir la presión sobre la biodiversidad y los ecosistemas. Por otra parte, los bosques secos caducifolios se consideran el ecosistema tropical más amenazado. Los objetivos de este trabajo fueron identificar a las EEI de los Bosques Secos Caducifolios Neotropicales (BSCN), evaluar el avance que los países con BSCN han realizado para cumplir con los acuerdos internacionales, y ejemplificar las implicaciones de malas políticas públicas en materia de EEI.

Los BSCN se agruparon por afinidad florística en seis fitoregiones. Se identificaron 60 especies de plantas exóticas invasoras agrupadas en 24 familias, Poaceae fue la mayor representada. Solo *Panicum maximum* fue invasor en todos los BSCN. La composición de EEI es diferente por fitoregión a pesar de ser climáticamente equivalentes.

Para cada país con BSCN se evaluó el avance realizado para alcanzar la Meta 9 de Aichi y la Meta 15.8 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible, la existencia de una Estrategia Nacional de EEI y de un listado oficial de EEI. República Dominicana y Cuba son los países con mayor progreso. Para el resto de los países, el deficiente desarrollo legislativo en materia de EEI manifiesta que su gestión no es un tema prioritario.

Un ejemplo de la falla de políticas públicas a nivel nacional y la falta de colaboración entre academia y gobierno es la invasión del mezquite (*Prosopis juliflora*) en Brasil. Su introducción y distribución fue promovida y financiada por el gobierno. Evidenciado la necesidad de eliminar políticas públicas que promuevan la introducción de especies exóticas y sustituirlas por unas que garanticen la conservación de la biodiversidad nativa.

Palabras clave:

Especies exóticas invasoras, Bosques secos caducifolios neotropicales, *Prosopis juliflora*, Meta 9 Aichi, ODS 15.8

Sommaire

Les espèces exotiques envahissantes (EEE) sont la deuxième cause de perte de biodiversité. Des accords internationaux ont été signés pour engager les pays à développer des politiques publiques nationales qui garantissent la gestion des EEE sur leur territoire réduisant ainsi la pression sur la biodiversité et les écosystèmes. Les forêts sèches caducifoliées sont l'écosystème tropical le plus menacé. Les objectifs de ce document étaient d'identifier les EEE de la Forêts Sèches Caducifoliées Néotropicales (FSCN), d'évaluer les progrès réalisés par les pays ayant des FSCN pour se conformer aux accords internationaux et d'illustrer les implications d'une mauvaise politique publique des EEE.

Les FSCN ont été regroupées par affinité floristique en six phytorégions. Soixante espèces de plantes exotiques envahissantes, dont 24 familles ont été identifiées, Poaceae compte le plus grand nombre d'espèces. Seulement *Panicum maximum* était envahissant dans toutes les FSCN. La composition des EEE varie selon les phytorégions, même si elles soient climatiquement équivalentes.

Pour chaque pays doté d'une FSCN, les progrès réalisés pour atteindre les cibles 9 de l'Aichi et 15.8 des Objectifs de Développement Durable, l'existence d'une stratégie nationale et une liste officielle d'EEE ont été évalués. La République Dominicaine et Cuba sont les pays ayant fait le plus de progrès, mais pour les autres pays, la faible législation dans le domaine des EEE montre que leur gestion n'a pas été une question prioritaire.

Un exemple de l'échec des politiques publiques au niveau national et du manque de collaboration entre les institutions académiques et le gouvernement est le mesquite (*Prosopis juliflora*) au Brésil. Son introduction et sa distribution ont été encouragées et financées par le gouvernement. Il est donc maintenant nécessaire de supprimer les politiques publiques gouvernementales qui favorisent l'introduction d'espèces exotiques et de les remplacer par des politiques qui garantissent la conservation de la biodiversité indigène.

Mots clés:

Espèces exotiques envahissantes, Forêts sèches caducifoliées néotropicales, *Prosopis juliflora*, Cible 9 Aichi, ODD 15.8

Índice

Agradecimientos institucionales	III
Agradecimientos personales	V
Resumen.....	VII
Sommaire.....	IX
Índice.....	XI
Lista de cuadros.....	XIV
Lista de figuras.....	XV
Glosario.....	XVI
Lista de abreviaciones y acrónimos	XVII
Introducción.....	1
Capítulo 1. Presencia de especies exóticas invasoras en los bosques secos caducifolios neotropicales	4
Concepto de especies invasoras.....	4
Invasiones biológicas.....	5
Impactos de las especies invasoras	8
Bosques secos caducifolios neotropicales	10
Servicios ecosistémicos de los BSCN	13
Amenazas y protección de los BSCN	14
Invasiones biológicas en los BSCN	16
Especies exóticas invasoras de los BSCN	17
	XI

Plantas Invasoras en BSCN	18
Las principales plantas exóticas invasoras en BSCN	22
Capítulo 2. Avance en el cumplimiento de metas internacionales en materia de especies exóticas invasoras.....	27
Metas internacionales.....	27
Avance por país.....	29
Oportunidades de cooperación.....	35
Capítulo 3. Estudio de caso: La invasión de <i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC. en Brasil ..	38
La introducción y dispersión	38
Impactos ecológicos	43
Impactos económicos	46
Dilemas y contradicciones	48
Conclusiones generales	51
Referencias	56
Anexo 1. Plantas exóticas invasoras en BSCN.....	83
Anexo 2. Animales exóticos invasores en BSCN	88
Anexo 3 Información por país	91
Argentina	91
Bolivia.....	92
Brasil.....	93
Colombia	94

Costa Rica	96
Cuba	97
Ecuador	98
Guatemala	100
Haití	101
Honduras	101
Jamaica	102
México	103
Nicaragua	104
Panamá	105
Paraguay	105
Perú	106
República Dominicana.....	107
Venezuela.....	108

Lista de cuadros

Tabla 1.1 Especies exóticas invasoras, número de especies por familia.....	19
Tabla 1.2 Especies exóticas invasoras compartidas por fitoregiones.	22
Tabla 1.3 Principales plantas invasoras de los bosques secos caducifolios neotropicales.	23
Tabla 2.1 Avance por país en los cumplimientos de metas internacionales en materia de EEI.	31
Tabla A1.1 Plantas invasoras de los bosques secos caducifolios neotropicales.	83
Tabla A2.1 Animales invasores de los bosques secos caducifolios neotropicales.....	89

Lista de figuras

Figura 1.1 Marco unificado para invasiones biológicas.....	7
Figura 1.2 Distribución de los bosques secos caducifolios neotropicales separados por región fitogeográfica.....	12
Figura 1.3 Origen de las especies exóticas invasoras.	20
Figura 1.4 Origen de las especies exóticas invasoras.	20
Figura 1.5 Número de registros de especies exóticas invasoras por región fitogeográfica de bosque seco caducifolio neotropical.....	21
Figura 2.1 Países que albergan bosque seco caducifolio neotropical.....	30
Figura 2.2 Existencia de Estrategia Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras.	32
Figura 2.3 Existencia de lista oficial de especies exóticas invasoras.....	33
Figura 2.4 Avance en la Meta 9 de Aichi.....	33

Glosario

Especies exóticas	Planta en un área dada cuya presencia se debe a la introducción intencional o accidental como resultado de la actividad humana.
Especies naturalizadas	Especies exóticas que se reproducen constantemente y mantienen sus poblaciones por varias generaciones sin necesidad de intervención directa de los humanos.
Especies nativas	Especies que se encuentran dentro de su área natural de distribución
Especies exóticas invasoras	Plantas, animales, agentes patógenos y otros organismos que no son nativas de un ecosistema, y que pueden causar daño económico o medioambiental o afectar negativamente a la salud humana. En particular, el impacto negativo a la biodiversidad, incluyendo la disminución o eliminación de especies nativas - a través de la competencia, la depredación, o la transmisión de agentes patógenos - y la perturbación de los ecosistemas locales y las funciones de los ecosistemas

Lista de abreviaciones y acrónimos

ABG	Agencia de Regulación y Control de la Bioseguridad y Cuarentena para Galápagos – Ecuador
ANAP	Agencia Nacional de Áreas Protegidas – Haití Agence Nationale des Aires Protégées
CBD	Convenio sobre la Diversidad Biológica Convention of Biological Diversity
CITES	Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Flora y Fauna The Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora
CONABIO^{BR}	Comisión Nacional de Biodiversidad – Brasil Comissão Nacional de Biodiversidade
CONABIO^{MX}	Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad - México
CONAGEBIO	Comisión Nacional para la Gestión de la Biodiversidad – Costa Rica
CONAP	Consejo Nacional de Áreas Protegidas – Guatemala
COP	Conferencia de las Partes
DRYFLOR	La red florística de bosques tropicales secos de Latinoamérica y del Caribe Latin American and Caribbean Seasonally Dry Tropical Forest Floristic Network
EEI	Especies exóticas invasoras
EMBRAPA	Empresa Brasileña de Investigación Agropecuaria – Brasil Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

ENEEI	Estrategia Nacional de Especies Exóticas Invasoras
FCD	Fundación Charles Darwin - Ecuador
FONAFIFO	Fondo Nacional de Financiamiento Forestal – Costa Rica
GEF	Fondo Mundial para el Medio Ambiente Global Environment Facility
GISP	Programa Global de Especies Invasoras Global Invasive Species Programme
GLOBALLAST	Programa Global de Manejo de Aguas de Lastre Global Ballast Water Management Programme
IABIN	Red Interamericana de Información sobre Biodiversidad Inter American Biodiversity Information Network
IABIN I3N	Red de Información sobre Especies Invasoras del IABIN IABIN Invasives Information Network
IBDF	Instituto Brasileño de Desarrollo Forestal - Brasil Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal
INABIO	Instituto Nacional de Biodiversidad – Ecuador
IUCN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza The International Union for Conservation of Nature
MADS	Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible - Colombia
MAE	Ministerio del Ambiente – Ecuador
MARENA	Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales - Nicaragua
MDE	Ministerio de Medio Ambiente – Haití Ministère de l'environnement
MiAmbiente+	Secretaría de Energía, Recursos Naturales, Ambiente y Minas - Honduras

MIDEPLAN	Ministerio de Planificación Nacional y Política Económica – Costa Rica
MINAE	Ministerio de Ambiente y Energía – Costa Rica
MMA	Ministerio de Medio Ambiente – Brasil Ministério do Meio Ambiente
NAISN	Red Norteamericana de Especies Invasoras North American Invasive Species Network
NEPA	Agencia Nacional de Medio Ambiente y Planeación – Jamaica National Environment and Planning Agency
ODS	Objetivos de Desarrollo Sostenible
PNUD	Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
PNUMA	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
SEGEPLAN	Secretaría de Planificación y Programación de la Presidencia de la República de Guatemala
SENPLADES	Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo - Ecuador
SINAC	Sistema Nacional de Áreas de Conservación – Costa Rica
WWF	Fondo Mundial para la Naturaleza World Wildlife Fund

Introducción

Las especies exóticas invasoras (EEI) son consideradas como la segunda causa de pérdida de la biodiversidad, lo cual tiene un impacto en los servicios ecosistémicos (Parker et al., 1999). Además de la amenaza que representan para los biomas, las EEI ocasionan pérdidas importantes a nivel económico y pueden estar asociadas a enfermedades humanas (Del-Val et al., 2019).

Los bosques secos caducifolios son el ecosistema tropical más amenazado (Janzen, 1988). Se estima que en el continente americano se han perdido 60% de su cobertura original, y el restante se encuentra en condiciones de perturbación y degradación (Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa, 2010; Sánchez-Azofeifa et al., 2013). Las principales causas son la conversión a campos agrícolas y ganaderos. En este cambio de uso de suelo la vegetación nativa suele ser reemplazada por especies exóticas (como pastos africanos usados como forraje), además las perturbaciones facilitan las invasiones biológicas. La presencia de EEI modifica la dinámica del ecosistema, por ejemplo, al hacer que un ecosistema sea más susceptible al fuego, generando incendios donde las especies no están adaptadas a ellos, disminuyendo la resiliencia, lo que los hace más vulnerable al establecimiento de nuevas EEI (Bustamante et al., 2018). Por lo que es un círculo de retroalimentación positiva.

Para contribuir al combate y al manejo de las EEI se han creado acuerdos internacionales que comprometen a los países contratantes a desarrollar políticas públicas nacionales que garanticen el manejo de EEI en su territorio y disminuir así la presión sobre la

biodiversidad y los ecosistemas (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2014).

Existe muy poca información sobre las invasiones biológicas en los bosques secos caducifolios neotropicales (BSCN) desde una escala continental. El objetivo de este proyecto es identificar las principales especies exóticas invasoras de los bosques secos caducifolios de América, y analizar el avance que han hecho los países que albergan este ecosistema para cumplir con los acuerdos internacionales sobre la gestión de estas especies. Para lograrlo, los BSCN fueron agrupados por su afinidad florística, y se identificaron las EEI en cada uno de ellos. Posteriormente se hizo una jerarquización y se detectaron las EEI más importantes.

También se evalúa el avance en el cumplimiento de metas internacionales en materia de EEI (Meta 9 de Aichi y Meta 15.8 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible). Los países seleccionados son aquellos de América Latina y el Caribe en cuyo territorio hay BSCN. Se analiza el avance declarado en sus informes nacionales y se considera la publicación de una Estrategia Nacional de Especies Exóticas Invasoras y la existencia de una lista nacional oficial de EEI.

Como estudio de caso, se aborda el problema del Mezquite (*Prosopis juliflora* (Sw.) DC), una especie endémica de México que es invasora en los BSC del nordeste de Brasil. Se hace una breve revisión de la historia de invasión con énfasis en las políticas públicas que impulsaron su introducción, los problemas ecológicos y políticos que se han generado. Se utiliza este el mesquite en Brasil como ejemplo de una política pública

fallida en cuestiones de EEI, la falta de cooperación inter e intra nacional, la polarización Academia – Gobierno, y se elaboran recomendaciones para un manejo de la especie.

Capítulo 1. Presencia de especies exóticas invasoras en los bosques secos caducifolios neotropicales

Concepto de especies invasoras

Richardson y colaboradores (2000) definen las especies exóticas como aquellas especies “en un área dada cuya presencia ahí se debe a la introducción intencional o accidental como resultado de la actividad humana”. El Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) define una especie exótica invasora (EEI) como “plantas, animales, agentes patógenos y otros organismos que no son nativos de un ecosistema, y que pueden causar daño económico o medioambiental o afectar negativamente a la salud humana. En particular, el impacto negativo a la biodiversidad, incluyendo la disminución o eliminación de especies nativas - a través de la competencia, la depredación, o la transmisión de agentes patógenos - y la perturbación de los ecosistemas locales y las funciones de los ecosistemas”.

La ambigüedad o generalidad de los conceptos ha ocasionado que en la literatura científica, los conceptos sean utilizados de manera imprecisa, errónea e incluso contradictoria (Heger et al., 2013; Richardson et al., 2000). Por ejemplo, en la estrategia nacional de biodiversidad de Honduras, se considera como especie exótica a los organismos genéticamente modificados (véase DiBio, 2017).

Además, en la práctica, no siempre es evidente si una especie es exótica, naturalizada o invasora¹, por lo que la catalogación universal no es una tarea fácil (Richardson et al., 2000). Una especie no es intrínsecamente invasora, puede ser invasora en un lugar y naturalizada en otro, por ello, las invasiones biológicas son complejas y dependen del contexto (Heger et al., 2013).

Invasiones biológicas

La introducción de especies se ha realizado alrededor de todo el mundo, accidental o deliberadamente; sin embargo, solo una pequeña fracción de las especies exóticas se vuelven invasoras. Lamentablemente, todavía no es posible saber si una especie exótica se establecerá en el nuevo ambiente y si se volverá invasora, ya que esto es un proceso que depende de diversos factores y elementos (Álvarez-Romero et al., 2008). Se observado que una EEI puede provenir de cualquier grupo taxonómico (Mooney, 2005)

Para entender el proceso de invasión biológica, Blackburn y colaboradores (2011) proponen un modelo en el que integran modelos anteriores de invasiones biológicas (figura 1.1). La ventaja de este modelo es que es aplicable para cualquier grupo taxonómico, ya que integra las barreras que debe superar la especie, las etapas de invasión, la terminología y el manejo pertinente para evitar la invasión biológica.

¹ Definiciones en el glosario.

De acuerdo con este modelo, todas las especies se encuentran dentro de su área natural de distribución (A), por lo tanto, la primera barrera que debe superar la especie es la geográfica, es decir, ser transportada fuera de su rango natural de distribución.

Existen tres tipos de introducción, las especies introducidas en cautiverio y/o cuarentena (animales de zoológico, especies en laboratorios, etc.) (B1); especies introducidas para su explotación comercial (como cultivos o algunos peces) (B2); y, especies introducidas liberadas directamente en el nuevo ambiente (B3).

La segunda barrera que debe superar una especie es la del cautiverio o cultivo, es decir, llegar a un medio natural. Existen especies que no logran sobrevivir en el nuevo ambiente (C0), existen otras que logran sobrevivir, pero son incapaces de reproducirse (C1), y especies que, aun reproduciéndose, no logran mantener poblaciones viables (C2). Por lo tanto, la tercera barrera es la reproductiva a un nivel que logren mantener poblaciones viables (C3).

La cuarta barrera es la de dispersión, es decir, poblaciones viables a distancia del punto original de introducción, tanto estables (D1) como en crecimiento (D2). Finalmente, la última barrera es la ambiental, después de la cual, las especies son consideradas invasoras, pues sus individuos sobreviven, se reproducen y se colonizan nuevos sitios/ambientes (E).

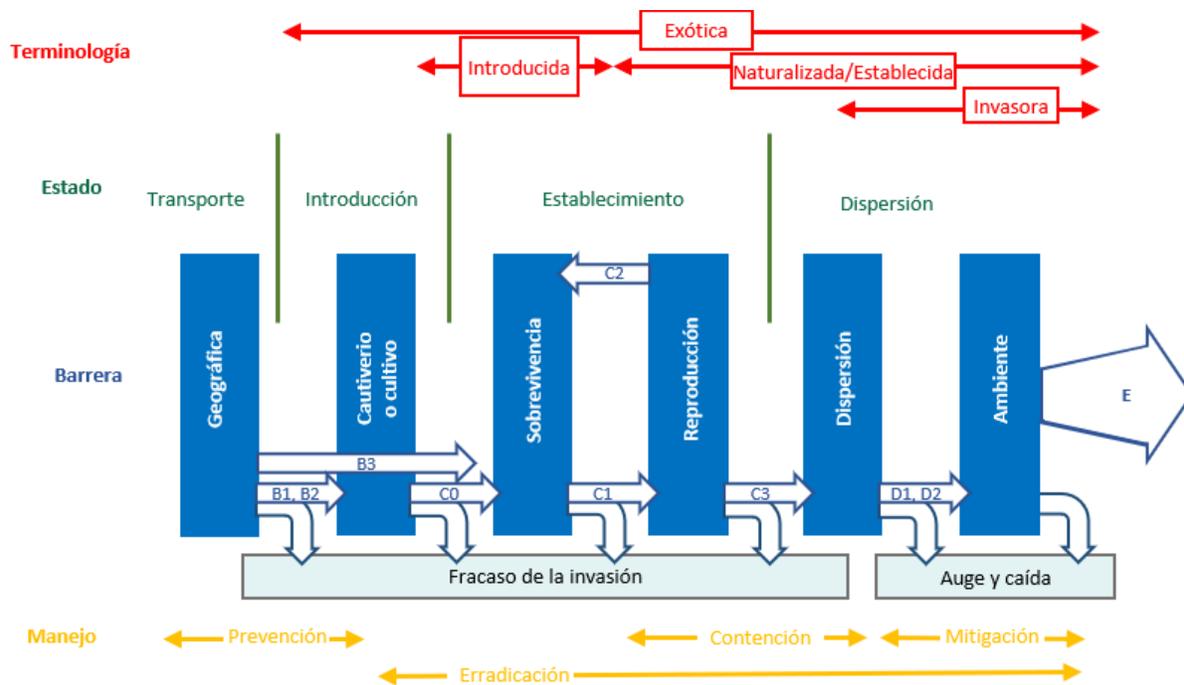


Figura 1.1 Marco unificado para invasiones biológicas. Fuente: Blackburn et al., 2011.

Williamson y Fitter (1996) proponen la regla de 10, que postula que 10% de las especies introducidas lograrán naturalizarse, y de ellas, sólo 10% se volverán invasoras. Por lo que el porcentaje de especies que se vuelven invasoras es muy bajo. Sin embargo, esta propuesta ha sido muy criticada y se ha documentado que no coincide con lo observado en varios ecosistemas, también se considera como una subestimación de la capacidad invasora de las especies y aminora la atención que debería tener la amenaza que representan las invasiones biológicas (Jaric & Cvijanovic, 2012).

No es posible determinar qué ecosistemas son más vulnerables a invasiones que otros, ni a qué factores se debe. Sin embargo se han detectado algunas tendencias, por ejemplo, la invasión es más común en lugares perturbados que en sitios conservados (Fine, 2002). Además, sitios que ya fueron o están invadidos por una especie exótica, son vulnerables a una nueva invasión, esto, porque la especie invasora crea nuevas condiciones que pueden facilitar la invasión de una nueva especie, por ejemplo, al eliminar competidores o depredadores, crear nuevos microhábitats, dispersión de semillas (Álvarez-Romero et al., 2008).

Impactos de las especies invasoras

Las EEI se reconocen como una de las principales amenazas para la biodiversidad, ya que cambian la composición y funcionamiento del ecosistema. Esto se refleja en una alteración a los servicios ecosistémicos y, por lo tanto, al bienestar humano. Algunas EEI también afectan la economía, debido a los daños que causan en la agricultura y en la salud humana (Bustamante et al., 2018; McGeoch et al., 2010; Mooney, 2005).

De acuerdo con Mooney (2005), las especies invasoras pueden causar diferentes impactos, que incluye la alteración de los procesos del ecosistema, por ejemplo, especies que favorecen la existencia de incendios (en sitios donde los incendios no son parte de la dinámica del ecosistema), agotamiento de recursos hídricos (en sitios donde son limitados), cambios fisicoquímicos del ambiente (como algas en humedales eutrofizados). También afectan actividades productivas (depredadores o patógenos de especies comerciales, tanto acuáticos o terrestres). Pueden afectar las obras hídricas o

dificultan la navegación. Además, pueden ser especies transmisoras de enfermedades a humanos.

En los impactos a la biodiversidad, las especies invasoras se reconocen como la principal causa de extinción local de aves en islas (Álvarez-Romero et al., 2008). Dentro de los impactos económicos que causan a actividades productivas se incluye la disminución en la productividad, la pérdida de cosechas, la disminución de la calidad de los productos finales, la transmisión de enfermedades, la competencia por recursos. Además, existen otros impactos económicos relacionados al daño a la salud humana (por transmisión de enfermedades), y daños al patrimonio cultural o a las viviendas y construcciones (Álvarez-Romero et al., 2008). Las introducciones deliberadas con fines de aprovechamiento (como cría de animales o cultivo de plantas) pueden volverse especies con un alto impacto económico (Mooney, 2005).

Después de una invasión, se desarrollan interacciones bióticas complejas entre las especies nativas y las exóticas, lo que hace que los impactos de las EEI no sean tan claros (Mooney, 2005). Evaluar estos impactos es incluso más complicado cuando se consideran los cambios globales y la sinergia que existe entre ellos (Hobbs & Mooney, 2005).

Para cuantificar el efecto que tiene una especie invasora deberían considerarse diferentes niveles: nivel genético (como hibridación); nivel de individuo (cuando afecta el crecimiento, reproducción o supervivencia de un individuo); nivel poblacional (modificando el tamaño poblacional, las tasas de nacimiento y mortalidad); nivel

comunidad (riqueza, abundancia, estructura trófica); nivel de ecosistema (alterando los procesos ecológicos como los ciclos de nutrientes, productividad primaria) (Parker et al., 1999).

Calcular el impacto que una especie causa en un sitio, nos permite priorizar acciones de manejo o erradicación para ciertas especies invasoras o para ciertos lugares invadidos por la misma especie (Parker et al., 1999).

No se cuenta con la información suficiente para conocer los impactos que tienen todas las especies invasoras. Cuando no existe evidencia de daños provocados por una especie se interpreta como evidencia de que la especie no causa daños (Blackburn et al., 2011). Para evitarlo, en cuestiones de especies invasoras siempre es necesario trabajar con base en el principio precautorio, que sostiene la importancia de tomar medidas para la protección del ambiente aun cuando exista una ausencia de certeza, pruebas o conocimientos de los impactos negativos que un organismo exógeno puedan causar.

Para lograr un manejo apropiado lo primero que debe realizarse es la identificación de EEI. Para ellos es importante no seguir los límites geopolíticos sino los ecosistemas afectados, por ello, el objetivo de este capítulo es identificar las EEI más importantes en los bosques secos caducifolios neotropicales.

Bosques secos caducifolios neotropicales

Los bosques secos han sido menos estudiados que los bosques tropicales húmedos, su estudio se ha realizado en los últimos 30 años principalmente en México y en Costa Rica

(Sánchez-Azofeifa et al. 2005). Existen dos iniciativas internacionales para el estudio de los bosques secos caducifolios neotropicales (BSCN): Dryflor - La red florística de bosques tropicales secos de Latinoamérica y del Caribe, y el proyecto Tropi-dry que es una red de cooperación internacional colaborativa.

Las características generales de un bosque seco caducifolio es la alta dominancia de plantas caducifolias (al menos 50%), temperatura anual igual o mayor a 25 °C (sin heladas). La precipitación anual es de entre 700 a 2000 mm y con una temporada seca de al menos tres meses (precipitación menor a los 100 mm). A nivel mundial, los bosques secos caducifolios representan 42% de los bosques tropicales del mundo, y más de la mitad de ellos se encuentran en el continente Americano (Murphy & Lugo, 1986; Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa, 2010; Prieto-Torres et al., 2018; Sánchez-Azofeifa et al., 2005).

Los BSCN son bosques secos ubicados en la zona tropical del continente americano. Se distribuyen desde México hasta el norte de Argentina, incluyendo el Caribe; cubren una superficie mayor de 450 000 km² (Dryflor, 2016; Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa, 2010; Prieto-Torres et al., 2018).

Para este proyecto, se utilizará la propuesta de Pennington, Prado y Pendry (2000) sobre distribución histórica de los BSCN, la cual fue completada por Dryflor (2016) que propone una agrupación con base en su similitud florística. Sin embargo, en este trabajo, la clasificación fue simplificada debido al poco detalle de los datos de presencia de EEI en los BSCN. Se utilizaron seis grupos de BSCN, de manera que cada país perteneciera

solo a uno de los grupos (figura 1.2). Los BSCN se clasificaron en: 1. México, 2. Antillas (Cuba, Haití, República Dominicana, Puerto Rico, Jamaica), 3. Centroamérica (Honduras, Nicaragua, Costa Rica, Colombia, Venezuela), 4. Bosque seco Ecuatorial (Ecuador y Perú), 5. Caatinga (Brasil), y, 6. Bosques secos del sur (Bolivia, Paraguay y Argentina).

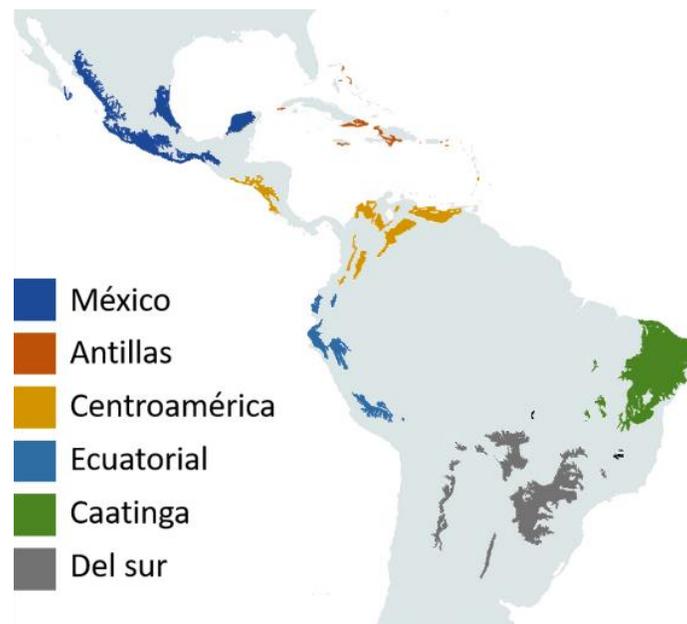


Figura 1.2 Distribución de los bosques secos caducifolios neotropicales separados por región fitogeográfica. Fuente: Adaptado de Dryflor (2016).

Los BSCN se caracterizan por una alta riqueza y un alto endemismo, y no existe ninguna especie vegetal en común para todos, lo que revela una alta diversidad beta a nivel continental (Dryflor, 2016). Sin embargo, esta biodiversidad se encuentra altamente vulnerable a las amenazas antrópicas (Prieto-Torres et al., 2018). Por lo que es necesario crear estrategias de conservación a nivel continental que incluyan protección transfronteriza con buena conectividad, de lo contrario habrá pérdidas de especies únicas (Dryflor, 2016; Prieto-Torres et al., 2018).

Servicios ecosistémicos de los BSCN

De acuerdo con el Millennium Ecosystem Assessment, los servicios ecosistémicos son todos aquellos beneficios directos e indirectos que obtenemos de los ecosistemas. Los cuales son indispensables para el bienestar humano (Leemans & Groot, 2003).

En una revisión de Balvanera y colaboradores (2011), se reconocen los siguientes servicios ecosistémicos que brindan los BSCN. Dentro de los servicios de provisión se encuentran: alimento (agricultura y ganadería), madera, productos no maderables, biocombustibles y germoplasma.

Entre los servicios de regulación encontramos: regulación contra la erosión, regulación de la fertilidad del suelo, soporte para plantas, regulación de la infiltración y la escorrentía, regulación de la calidad del agua, almacenamiento de carbono, regulación de las emisiones de carbono, regulación del albedo, regulación de la temperatura del aire, polinización, regulación de plagas, regulación de vectores de enfermedades, resistencia a la invasión, dispersión de semillas y regulación de la vulnerabilidad a eventos hidrometeorológicos extremos.

Algunos de los servicios culturales son: ecoturismo y turismo, valor estético, valor espiritual, oportunidades de trabajo y espacio para asentamientos humanos.

Amenazas y protección de los BSCN

Los bosques secos caducifolios son de los ecosistemas más amenazados del mundo, en América, han perdido 60% de su cobertura original (Sánchez-Azofeifa et al. 2013). Y el bosque restante presenta una alta degradación y fragmentación (Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa, 2010). Para América, se identifican cinco principales amenazas antrópicas para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. 1) Degradación del hábitat y cambio de uso de suelo, 2) contaminación y cambios en los ciclos biogeoquímicos, 3) cambio climático, 4) sobreexplotación de los recursos naturales; e, 5) invasiones biológicas (Bustamante et al., 2018).

Los BSCN han sido deforestados y reemplazados para actividades productivas, como la introducción de pastos exóticos utilizados en ganadería (DiBio, 2017; Fine, 2002; MiAmbiente+, 2014). Se estima que 66% de la cubierta original de BSCN ya ha sido removida para ser sustituida por actividades productivas (Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa, 2010). Sin embargo, no todos los países siguen la misma tendencia, en algunos países de Centroamérica como Costa Rica y Panamá, la tasa de deforestación está disminuyendo, mientras que en otros países, como Argentina y México, la tasa de deforestación está en aumento (Armenteras et al., 2017).

Se estima que en condiciones de cambio climático existirá una disminución en la precipitación en los BSCN (Hoegh-Guldberg et al., 2018; Miles et al., 2006). Los incendios no son parte de la dinámica natural del ecosistema, sin embargo, cuando los BSC son invadidos por pastos los incendios son más comunes. El fuego disminuye la

cubierta arbórea y a su vez facilita el establecimiento de los pastos invasores, haciendo un círculo de retroalimentación positiva. Pastos invasores generan incendios lo que favorece el establecimiento de pastos invasores (Bustamante et al., 2018)

Es importante mencionar que estas amenazas no están aisladas, y su interacción es muchas veces sinérgica. Por ejemplo, el cambio climático aumenta el impacto de las especies invasoras (Bustamante et al., 2018).

Es necesario crear estrategias efectivas de protección de los BSCN, ya que al ser tan distintos biogeográficamente, la pérdida de especies sería irreversible (Dryflor, 2016). Solo 8.2% de la superficie de BSCN se encuentra bajo protección (*sensu* UICN²), en un total de 624 áreas naturales protegidas de bosque seco caducifolio a nivel continental (Prieto-Torres et al., 2018).

Desafortunadamente, el estatus de protección no garantiza una disminución en la vulnerabilidad de los ecosistemas, por ejemplo, en Brasil, sólo 2% de la superficie de bosque seco caducifolio de la Caatinga se encuentra protegido pero continúa siendo susceptible a la deforestación, la caza ilegal y los incendios (Koch et al., 2017; Inara R Leal et al., 2005).

² En protección formal dentro de alguna de las categorías de protección reconocidas por la UICN.

Invasiones biológicas en los BSCN

El comienzo de las invasiones biológicas en América está relacionado al descubrimiento del nuevo continente por los europeos, que introdujeron una gran cantidad de especies exóticas (Bustamante et al., 2018) seguido de un proceso de naturalización en muchos casos. Actualmente, se consideran como nativas a muchas especies exóticas, en especial a las que están arraigadas a la cultura (Speziale et al., 2012), por ejemplo, el tamarindo (*Tamarindus indica* L.) originaria de África y presente en muchos bosques secos de América, dónde se han apropiado culturalmente de ella, tal es el caso de Floresta, una ciudad en Pernambuco, Brasil conocida coloquialmente como la ciudad de los tamarindos.

Los bosques tropicales se han considerado más resistentes a las invasiones biológicas que los bosques templados, lo cual se ha relacionado a su mayor diversidad (Fine, 2002), pero ningún tipo de bosque tropical está exento. Las EEI se reconocen como la principal amenaza de la biodiversidad de los BSCN en islas, mientras que en la parte continental su impacto es menor (Sánchez-Azofeifa & Portillo-Quintero, 2011). Por este motivo, las invasiones biológicas en los BSCN no son consideradas como una prioridad para la investigación (Sunderland et al., 2015). Sin embargo, se reconocen que las EEI representan una amenaza en aumento (Bustamante et al., 2018), por lo que en el futuro cobrará mayor relevancia (Wright, 2005).

A pesar de no ser evaluados de manera regional, se tienen documentados impactos puntuales sobre EEI en BSCN. Uno de los impactos reconocidos de las EEI en los BSCN

es la detención de la sucesión natural de bosques secundarios (Quesada et al., 2009), es decir, después de una perturbación, una EEI coloniza el sitio degradado por lo que impide, retrasa o desvía la sucesión ecológica. También se ha identificado que polinizadores invasores compiten con especies locales por los recursos, lo que puede afectar la composición del ecosistema (Quesada et al., 2011).

La resiliencia de un bosque seco caducifolio puede verse comprometida cuando la perturbación es constante o se mantiene en el tiempo (por ejemplo, incendios frecuentes, tala habitual de árboles, cambio climático, invasiones biológicas) (Pulla et al., 2015).

Especies exóticas invasoras de los BSCN

Para obtener el listado de EEI se realizó una revisión de literatura. Se utilizaron los metabuscadores Google Scholar, Web of Science, CONRICYT; se utilizó una combinación de las palabras clave (invasora, invasión, introducidas, no nativas, exótica, bosque seco, neotrópico, América) en diferentes idiomas para encontrar listados de EEI en BSCN. También se consultaron bases de datos nacionales e internacionales sobre especies invasoras. Con la información obtenida se elaboró un cuadro que incluye datos taxonómicos de cada especie (clase, orden, familia, especie), distribución natural, áreas invadidas, estatus (invasora, naturalizada, nativa), si está en la lista de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo publicadas por el Programa Global de Especies Invasoras (GISP por sus siglas en inglés, <https://www.gisp.org/>).

Esta revisión cuenta con algunas limitaciones, entre las más importantes son: 1) Grupos taxonómicos limitados; los microorganismos, los hongos, las plantas acuáticas y los peces no fueron considerados en este estudio; es decir, sólo se consideraron plantas y animales terrestres (el listado de Animales Exóticos en los BSCN se encuentra en el anexo 2). 2) Generalización por región fitogeográfica; es decir, las especies invasoras no se distribuyen homogéneamente por toda la región por lo que son necesarios estudios más detallados. 3) Datos limitados; ya que, una gran cantidad de países no cuenta con datos de las EEI que están presentes en su territorio, por lo que el esfuerzo de muestreo es diferente entre países. Esto quiere decir que la ausencia del registro de una EEI en una región fitogeográfica no garantiza su ausencia en el ecosistema. 4) Los listados se obtuvieron sólo con revisión documental; no fueron confirmadas en campo ni cotejadas con colecciones. Para evitar sinonimias y asegurarse de usar la clasificación y los nombres más actuales de plantas, se consultó la página de Tropicos® (tropicos.org).

Plantas Invasoras en BSCN

Se registraron un total de 60 plantas invasoras (véase anexo 1) pertenecientes a 24 familias. Las más representativas fueron Poaceae con 18 especies y Fabaceae con 15 especies, familias típicas de bosques secos (tabla 1.1).

Tabla 1.1 Especies exóticas invasoras, número de especies por familia.

Familia	Número de especies
Acanthaceae	1
Anacardiaceae	1
Apiaceae	1
Apocynaceae	4
Arecaceae	1
Asparagaceae	1
Bignoniaceae	1
Cactaceae	1
Combretaceae	1
Crassulaceae	2
Cucurbitaceae	1
Cyperaceae	1
Euphorbiaceae	2
Fabaceae	15
Lamiaceae	1
Meliaceae	1
Moraceae	1
Musaceae	1
Myrtaceae	1
Nephrolepidaceae	1
Poaceae	18
Solanaceae	1
Verbenaceae	1
Zingiberaceae	1

La mayoría de las especies proviene de fuera del continente americano, principalmente de África (22 especies) y Asia (21 especies). Sin embargo, cabe resaltar que 21% de las EEI son nativas de otro BSCN (Figura 1.3 y 1.4).

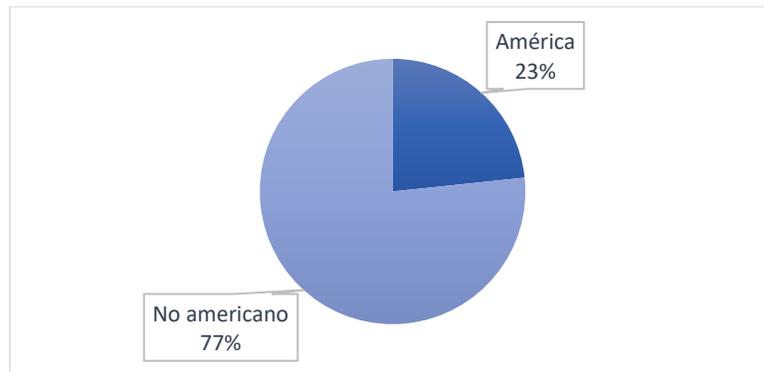


Figura 1.3 Origen de las especies exóticas invasoras.

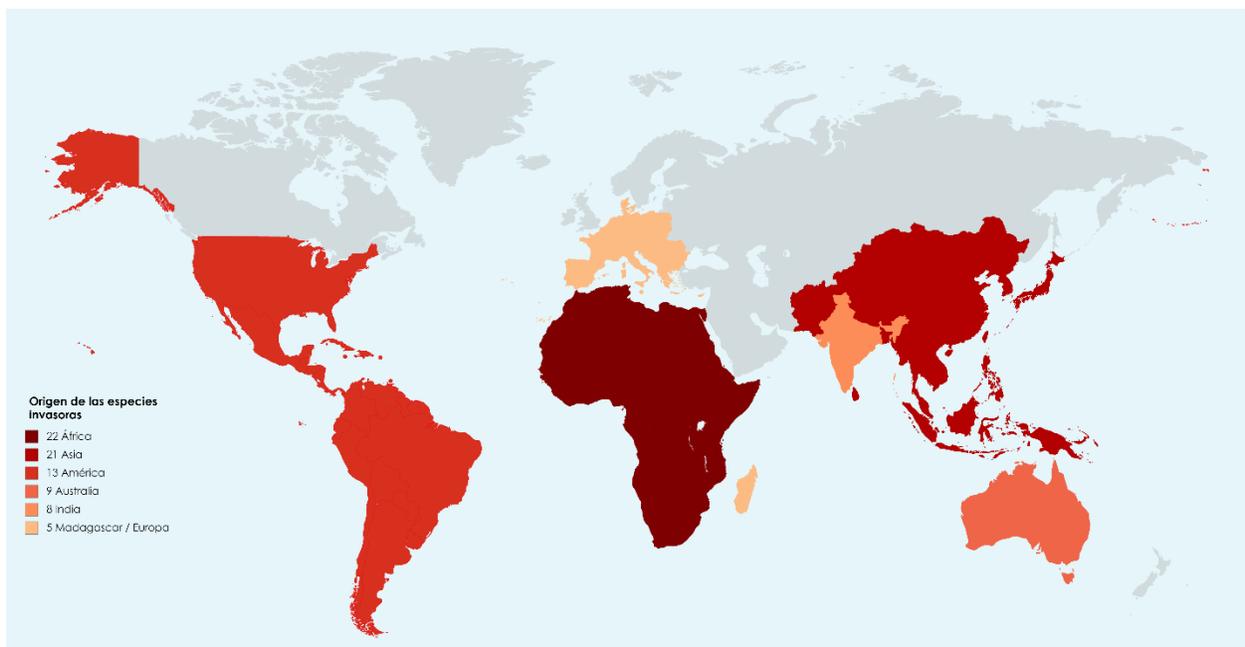


Figura 1.4 Origen de las especies exóticas invasoras. Fuente: Elaboración propia.

El BSCN que presentó un mayor registro de EEI fue la Caatinga, Brasil con 34 especies reportadas, después los BSCN de Centroamérica con 26 especies reportadas. Los BSCN

de México ocupan el tercer lugar en número de registro de especies invasoras con 21 especies (figura 1.5).

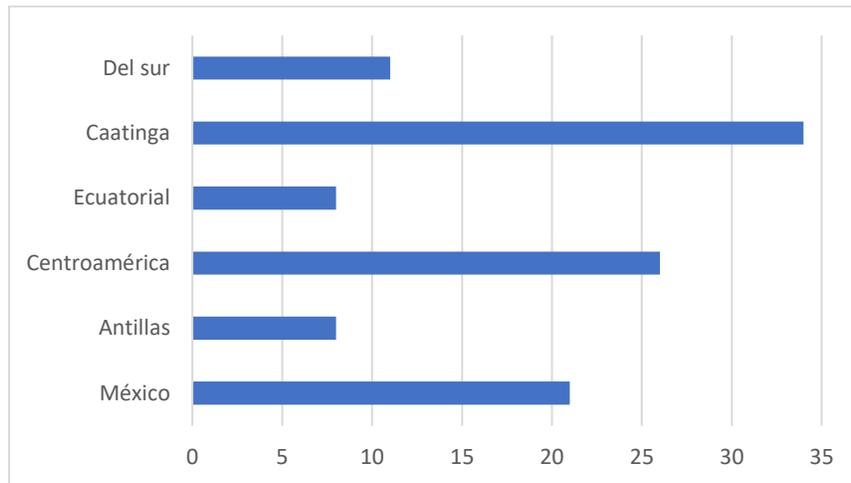


Figura 1.5 Número de registros de especies exóticas invasoras por región fitogeográfica de bosque seco caducifolio neotropical.

Se asume que ecosistemas climáticamente equivalentes, tendrán una composición de especies exóticas similares, sin embargo, de las 60 especies registradas, 70% se encuentran solo en una región, 10% se encuentran en más de 5 regiones, y sólo 0.3% se encuentra en todos los BSCN (tabla 1.2). Estos resultados refuerzan los obtenidos por Jiménez et al. (2008) para bosques con clima mediterráneo donde indica que la composición de EEI depende más de la historia de cada lugar y patrones de migración que de su clima.

Tabla 1.2 Especies exóticas invasoras compartidas por fitoregiones.

Número de fitoregiones invadidas	Número de especies
1	42
2	9
3	2
4	1
5	4
6	2

Las principales plantas exóticas invasoras en BSCN

Para determinar cuáles son las principales especies se tomaron en cuenta tres criterios. El impacto de las EEI sobre el ecosistema. Las especies que han invadido el mayor número de regiones. Y, sí se encuentran en la lista de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo de la GISP, o alguna especie del mismo género (Lowe et al., 2000). Se detectaron las 14 principales especies de plantas exóticas invasoras de los BSCN (tabla 1.3).

Tabla 1.3 Principales plantas invasoras de los bosques secos caducifolios neotropicales.

		Origen	México	Antillas	Centroamérica	Ecuatorial	Caatinga	Del sur
Apocynaceae	<i>Calotropis procera</i> (Aiton) W.T. Aiton	Af, As	Inv		RInv	Inv	Inv	Inv
Cactaceae	<i>Opuntia ficus-indica</i> (L.) Mill.*	Mex, CAm					Inv	Inv
Crassulaceae	<i>Kalanchoe blossfeldiana</i> Poelln.	Mad	RInv	RInv	Inv	Inv		
Fabaceae	<i>Acacia mearnsii</i> De Wild.**	Aus					Inv	
	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit**	Mex, CAm	Ninv	Inv	RInv	Inv	Inv	Inv
	<i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC.*	Mex, CAm					Inv	
Meliaceae	<i>Azadirachta indica</i> A. Juss.	As, In		Inv	Inv	RInv	inv	Inv
Poaceae	<i>Arundo donax</i> L.**	As	Inv					
	<i>Hyparrhenia rufa</i> (Nees) Stapf	Af	Inv	Inv	Inv	Inv	Inv	
	<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv.	Af	Inv		Inv		Inv	
	<i>Panicum maximum</i> Jacq.	As	Inv	Inv	Inv	Inv	Inv	Inv
	<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach.	Af	Inv	Inv	RInv	Inv	Inv	Inv
	<i>Rottboellia cochinchinensis</i> (Lour.) Clayton	As	Inv		NInv			Inv
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i> L.**	Mex, CAm					Inv	

**Dentro de la lista de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. *Una especie del mismo género se encuentra en la lista de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. Negritas = Consideradas de mayor impacto al ecosistema. Origen, Af = África, As = Asia, Mex = México, CAm = Centroamérica, Mad = Madagascar, Aus = Australia, In = India. Estatus de invasión, Inv = Invasora, RInv = Presencia de la especie con riesgo de invasión, NInv = Nativa de la región, pero invasora en algunos sitios (por ejemplo, en islas).

Panicum maximum es la única especie reportada como invasora en todos los BSCN, además de ser considerada como una invasora de alto impacto al ecosistema. *P. maximum* es un pasto africano que actualmente se distribuye en todas las regiones tropicales del mundo. Fue introducido como forraje para el ganado debido a su rápido crecimiento, su resistencia a la sequía y su capacidad de adaptación a diversos suelos y ambientes. Sin embargo, estas mismas características la hicieron una especie capaz de invadir ecosistemas fácilmente una vez que se dispersaba fuera de los sitios de pastoreo (Cabi, 2020). Se considera dentro de las más importantes especies forrajeras de México, pero también se reconoce que es invasiva agresiva y difícil de combatir (Vibrans (ed.), 2009).

Existen varios impactos reportados para *P. maximum*, es una de las arvenses más agresivas de varios cultivos, lo que causa una disminución de la producción o eleva los gastos de producción ya que su control es difícil y costoso. En Cuba está reportada como la principal maleza en el cultivo de caña, pero invade una amplia variedad de cultivos, como plátano, cacao, coco, café, algodón, maíz, arroz, entre otros (Cabi, 2020).

Dentro de los impactos al ecosistema es su capacidad de dominar ecosistemas y crear densos manchones que no permiten el establecimiento de otras especies, lo que reduce la riqueza de especies. Además, en temporada de secas o en periodos de sequía la biomasa seca de *P. maximum* favorece los incendios, los cuales afectan más a las especies nativas pues no son parte de la dinámica natural del ecosistema (Cabi, 2020). Asimismo, por competencia, en Puerto Rico se ha detectado que pone en riesgo las

poblaciones de algunas especies de plantas en peligro de extinción (Rojas-Sandoval et al., 2016).

Pennisetum purpureum también se encuentra presente en todos los BSCN, sin embargo, en los BSC de Centroamérica está reportada como especie con riesgo de invasión, lo que significa que aún no se comporta como invasora. Por lo que es necesario mantenerla en monitoreo antes de que se vuelva una invasora de difícil erradicación. *P. purpureum* también es un pasto africano invasor introducido como forraje, es considerado como uno de los pastos invasores más exitosos del mundo (Cabi, 2020). Dentro de los impactos que causa al ambiente se encuentra su capacidad para cambiar los regímenes de fuego, los ciclos hidrológicos y biogeoquímicos, y la disminución de la riqueza de especies, pues forma manchones que impiden el establecimiento de especies nativas (Cabi, 2020).

De las principales EEI detectadas para los BSCN, 4 se encuentran dentro de la lista de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo (*Acacia mearnsii*, *Leucaena leucocephala*, *Arundo donax* y *Lantana camara*), y dos tienen una especie del mismo género dentro de la lista (*Opuntia ficus-indica* y *Prosopis juliflora*). En la lista de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo, sólo se consideró a la peor especie de cada género para asegurar diversidad de taxones (Lowe et al., 2000). Por esto, en nuestra lista también se resaltan las especies del mismo género que las de la lista de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo, pues pueden ser igual de agresivas que sus congéneres.

La única especie dentro de la lista del GISP y que está reportada para todos los BSCN es *Leucaena leucocephala*, un arbusto agresivo que coloniza principalmente sitios perturbados. Es nativa de México, pero es invasor dentro del BSC de Yucatán. Puerto Rico la reporta como una de las principales especies invasoras de la isla. Este arbusto crea matorrales monoespecíficos de difícil remoción, pues tiene una alta producción de semillas que crean un banco capaz de rebrotar después de quemados o cortes. Uno de sus principales impactos es impedir la sucesión secundaria (Cabi, 2020).

Capítulo 2. Avance en el cumplimiento de metas internacionales en materia de especies exóticas invasoras

Metas internacionales

El Convenio sobre Diversidad Biológica (CBD por sus siglas en inglés) firmado en 1992 fue el primer acuerdo global para la conservación de la biodiversidad. En su artículo 8 sobre la protección *in situ*, en la sección *h* menciona que el país contratante: “Impedirá que se introduzcan, controlará o erradicará las especies exóticas que amenacen a ecosistemas, hábitats o especies”.

Para cumplir con este mandato, los países contratantes deben elaborar una Estrategia Nacional contra Especies Exóticas Invasoras (ENEEI). La cual consiste en la formulación a nivel nacional de instrumentos de políticas públicas, iniciativas, normas o procedimientos orientado a evitar la introducción, dispersión e impacto de las EEI para lograr su control o erradicación.

El CBD tiene a su cargo la celebración de las Conferencias de las Partes (COP), que reúne a todos los representantes de los gobiernos que han ratificado el tratado. En la COP 10, celebrada en Japón en 2010, surgen el Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 que incluía 20 metas que buscaban detener la pérdida de la biodiversidad en su implementación de 2011-2020. Estas medidas son conocidas como las Metas de Aichi para la biodiversidad. Las invasiones biológicas son consideradas dentro de estas metas en del Objetivo Estratégico B (Reducir las presiones directas sobre

la diversidad biológica y promover la utilización sostenible), la Meta 9 menciona: “Para el 2020, se habrán identificado y priorizado las especies exóticas invasoras y vías de introducción, se habrá controlado o erradicado las especies prioritarias, y se habrán establecido medidas para gestionar las vías de introducción a fin de evitar su introducción y establecimiento”.

De acuerdo con la evaluación realizada por la Secretaría de la Convención sobre Diversidad Biológica (2014), a nivel mundial falta mucho trabajo por hacer. Principalmente porque el número de EEI sigue en aumento. Esta evaluación contempla cuatro elementos: 1) Identificación y priorización de las EEI; 2) Identificación y priorización de las vías de introducción; 3) Control y erradicación de especies prioritarias; y, 4) Evitar la introducción y el establecimiento de EEI. Para los tres primeros, se considera que se ha avanzado, pero los esfuerzos han sido insuficientes, por lo que no se logrará llegar a la meta en el plazo establecido. Para el punto cuatro, la evaluación no reconoce un progreso significativo para alcanzar la meta, pues a pesar de haber identificado a las especies y las vías de acceso, los controles fronterizos no permiten un control efectivo. Afortunadamente, existen panoramas esperanzadores en algunos sitios, por ejemplo, 87% de los programas de erradicación de vertebrados invasores en islas ha sido exitoso (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2014).

En 2015, se aprobó la Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sustentable (ODS) por parte de todos los Estados Miembros de las Naciones Unidas. En esta agenda, la lucha contra las invasiones biológicas está explícita en el objetivo 15 “Proteger, restablecer y

promover el uso sostenible de los ecosistemas terrestres, gestionar sosteniblemente los bosques, luchar contra la desertificación, detener e invertir la degradación de las tierras y detener la pérdida de biodiversidad”. El cual, en la meta 15.8 menciona: “De aquí a 2030, adoptar medidas para prevenir la introducción de especies exóticas invasoras y reducir significativamente sus efectos en los ecosistemas terrestres y acuáticos y controlar o erradicar las especies prioritarias”, para evaluarla, su indicador sostiene: 15.8.1 “Proporción de países que han aprobado legislación nacional pertinente y han destinado recursos suficientes para la prevención o el control de especies exóticas invasoras”.

Avance por país

En este capítulo se analizará el avance que han realizado diversos países en materia de EEI. Para realizarlo se seleccionaron los países en cuyo territorio hay bosques secos caducifolios neotropicales. Los países seleccionados fueron: Argentina, Bolivia, Brasil, Colombia, Costa Rica, Cuba, Ecuador, Guatemala, Haití, Honduras, Jamaica, México, Nicaragua, Panamá, Paraguay, Perú, República Dominicana y Venezuela (figura 2.1). Puerto Rico no fue considerado para este análisis ya que Estados Unidos de América no forma parte del Convenio de la Diversidad Biológica.



Figura 2.1 Países que albergan bosque seco caducifolio neotropical. Fuente: Elaboración propia.

Para cada país se consideró:

- La existencia de una estrategia nacional sobre especies invasoras.
- La elaboración de un listado y priorización de EEI.
- La evaluación del cumplimiento de la meta 9 de Aichi.
- La evaluación del cumplimiento de la meta 15.8 del ODS 15.

La información fue obtenida principalmente de páginas de gobierno y reportes oficiales. Pero también fueron consideradas legislaciones internacionales, evaluaciones realizadas por organismos internacionales y publicaciones científicas. Para la evaluación del cumplimiento de la meta 9 de Aichi se utilizaron los informes 5to o 6to en el que cada país reporta su avance en el cumplimiento de las metas de Aichi, además, se utilizó la herramienta de evaluación en línea de la CBD disponible en

<https://chm.cbd.int/search/reporting-map?filter=AICHI-TARGET-09>. Un resumen para cada país se encuentra disponible en el Anexo 2.

Tabla 2.1 Avance por país en los cumplimientos de metas internacionales en materia de EEI. Fuente: Elaboración propia.

País		ENEI	Lista de EEI	Aichi 9	ODS 15 – meta 15.8
Argentina					
Bolivia					ND
Brasil					ND
Colombia					ND
Costa Rica					ND
Cuba					ND
Ecuador					ND
Guatemala					ND
Haití					ND
Honduras					ND
Jamaica					ND
México					ND
Nicaragua				ND	ND

ENEI = Estrategia Nacional de Especies Exóticas Invasoras o equivalente. Lista de EEI = Lista de Especies Exóticas Invasoras. Aichi 9 = Evaluación de avance en la meta 9 de Aichi. ODS 15 – meta 15.8 = Avance en el cumplimiento de la meta 15.8 del Objetivo de Desarrollo Sustentable 15. ND = No disponible, NA = No aplica.  = Publicada.  = En elaboración.  = Inexistente.  = Excede la meta.  = Puede alcanzar la meta.  = Progreso insuficiente.  = Sin progreso. Las imágenes de las banderas fueron descargas de wikipedia.org.

Tabla 2.1 (Continuación) Avance por país en los cumplimientos de metas internacionales en materia de EEI. Fuente: Elaboración propia.

País		ENEEI	Lista de EEI	Aichi 9	ODS 15 – meta 15.8
Panamá					ND
Paraguay					ND
Perú					ND
República Dominicana					ND
Venezuela					ND

ENEEI = Estrategia Nacional de Especies Exóticas Invasoras o equivalente. Lista de EEI = Lista de Especies Exóticas Invasoras. Aichi 9 = Evaluación de avance en la meta 9 de Aichi. ODS 15 – meta 15.8 = Avance en el cumplimiento de la meta 15.8 del Objetivo de Desarrollo Sustentable 15. ND = No disponible, NA = No aplica.  = Publicada.  = En elaboración.  = Inexistente.  = Excede la meta.  = Puede alcanzar la meta.  = Progreso insuficiente.  = Sin progreso. Las imágenes de las banderas fueron descargas de wikipedia.org.



Figura 2.2 Existencia de Estrategia Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras. Fuente: Elaboración propia.



Figura 2.3 Existencia de lista oficial de especies exóticas invasoras. Fuente: Elaboración propia.



Figura 2.4 Avance en la Meta 9 de Aichi. Fuente: Elaboración propia.

De los 18 países evaluados, ocho cuentan con una ENEEI publicada, tres países aún están elaborándola y 7 países no cuentan con ella. Son principalmente los países centroamericanos los que no cuentan con la estrategia (Figura 2.2).

Respecto al listado oficial de EEI, la mayoría lo tiene, o se encuentra en elaboración (Figura 2.3). Sin embargo, el formato para la publicación del listado es muy diverso. Por ejemplo, Brasil cuenta con una plataforma a cargo del Instituto Horus en la cual cuentan con información actualizada de las EEI, sus registros y sus impactos. Otros países sólo cuentan con una lista oficial publicada en algún informe o reporte nacional. Y hay países como Haití cuyo listado oficial se encuentra en la base de datos internacionales GISD (<http://www.iucngisd.org/gisd/>). El estatus de Especie Exótica Invasora se atribuye a una región política, y como consecuencia los datos muchas veces sólo se detallan a nivel nacional o regional (Álvarez, 2014). Por lo que es necesario más detalle en los registros nacionales sobre EEI, tales como ecosistemas invadidos, impactos, rutas de invasión, áreas potenciales de invasión.

En el avance para el cumplimiento de la meta 9 de Aichi, resalta República Dominicana por ser el único país que excederá la meta. Los otros países en verde también forman parte de las Islas del Caribe (Cuba y Jamaica). La mayoría de los países continentales se encuentran en amarillo, lo que significa que, a pesar de haber realizado esfuerzos y acciones, no lograrán cumplir la meta en tiempo. En el caso de Centroamérica, es alarmante que los países se encuentren en rojo, o incluso, que no se tenga la información suficiente para hacer una evaluación.

República Dominicana y Jamaica muestran un gran avance en materia de EEI. Este progreso está encuentra relacionado, entre otras cosas, al proyecto "Mitigando las amenazas de las especies exóticas invasoras en el Caribe insular". El cual buscaba la

acción conjunta para enfrentar la problemática de las EEI, a través de la generación de políticas públicas y generar/reforzar capacidades de manejo. El proyecto fue financiado por el Fondo Mundial para el Medio Ambiente (GEF por sus siglas en inglés) y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), e incluyó a cinco países insulares (República Dominicana, Jamaica, Bahamas, Trinidad y Tobago y Santa Lucía).

Para la meta 15.8 del ODS 15, solo Argentina cuenta con evaluación, el resto de los países no la reporta en sus Informes Nacionales Voluntarios. Quizá debido a que los gobiernos han priorizado el análisis de otros indicadores que también aborda el ODS 15 tales como superficie protegida, especies en peligro de extinción, lucha contra la desertificación, restauración de ecosistemas, uso sostenible de los ecosistemas y detener la pérdida de la biodiversidad y el tráfico ilegal de especies.

Oportunidades de cooperación

Una revisión de las principales colaboraciones a nivel global en materia de invasiones biológicas fue realizado por Packer y colaboradores (2016), en el cual resumen que los principales beneficios de las colaboraciones son la identificación y evaluación de riesgos y tendencias, el papel de la biogeografía en la genética y en las interacciones tróficas, entender la dinámica de la invasión, generar soluciones innovadoras a través de diversas perspectivas, favorecer la comunicación y la coordinación, crear estrategias de bioseguridad, involucrar a la política y financiar redes globales.

La Red Interamericana de Información sobre Biodiversidad (IABIN) a través de su Red de Información sobre Especies Invasoras (I3N) dio apoyo a diversos países para crear iniciativas nacionales sobre el conocimiento de las EEI. Sin embargo, actualmente esta red no cuenta con seguimiento, y algunos países no presentan resultados claros.

Existen experiencias regionales de coordinación en acciones sobre EEI, principalmente en ecosistemas transfronterizos cuya conservación y manejo depende de un esfuerzo conjunto y coordinado de todos los países involucrados. Por ejemplo, la Estrategia regional para el control del pez león invasor en el Gran Caribe y la Estrategia regional para el control del pez león en la Ecorregión del Caribe Sur Occidental (ECSO). Estas estrategias alinean la gestión de esta EEI en varios países del caribe y América continental.

Estrategia Regional de Biodiversidad para los países del Trópico Andino – Especies Exóticas Invasoras. Es una estrategia regional para el manejo de EEI. Se conforma por Bolivia, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela. Su objetivo es entender la situación de las EEI en la región, cuenta con un listado de las principales especies y sus impactos. Intenta establecer lineamientos regionales para la gestión, conocimiento y control, así como las bases legales e institucionales.

La Red Norteamericana de Especies Invasoras (NAISN por sus siglas en inglés) es una red integrada por Canadá, Estados Unidos de América y México. Formada en 2010, se conforma tanto por universidades, organizaciones gubernamentales y organizaciones

civiles. Su objetivo es unificar y coordinar esfuerzos nacionales para mejorar la comunicación y colaboración en la gestión y prevención de EEI.

Capítulo 3. Estudio de caso: La invasión de *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. en Brasil

El mezquite (*Prosopis juliflora*) es una especie xerófila de la familia de las leguminosas, originaria de América Central. En Brasil es conocida como *algaroba* o *algarobeira* y en algunos países hispanohablantes también se le conoce como Algarrobo, debido a una similitud con el algarrobo (*Ceratonia siliqua* L.) típico del mediterráneo.

Las principales características que favorecen su capacidad de invasión son su alta producción de semillas, alta latencia de las semillas, semillas dispersadas por animales, fácil formación de banco de semillas en el suelo, inicio precoz de la etapa reproductiva, rápido crecimiento y alelopatía (Cabi, 2020).

Esta especie ha sido utilizada para reforestar regiones áridas de todo el mundo (Sudamérica, Sudáfrica, India, etc.), debido a su adaptación a ambientes secos y con nutrientes limitados (Cabi, 2020). Pero potenciado gracias a sus múltiples formas de aprovechamiento (alimento, forraje, combustible, construcción, etc.) y a que fructifica en periodo de secas, cuando suele escasear el alimento para el ganado.

La introducción y dispersión

Al igual que en muchas zonas áridas del mundo, la falta de agua ha limitado el desarrollo económico de las poblaciones humanas en Brasil. En la Caatinga, se introduce a *P. juliflora* como planta forrajera. Otros servicios que ofrece son: sombra, recuperación del suelo, fijación de nitrógeno, ornamental, alta producción de flores que beneficia a los

apicultores, vainas utilizadas tanto para la alimentación humana como para del ganado, leña, producción de carbón, madera para construcción y cercas vivas (Burnett, 2017; Cunha & Silva, 2012; Gomes & Barbosa, 2008; Santos & Diodato, 2016, 2017).

El mezquite llegó a Brasil en los años 1940, bajo el discurso “la salvación del nordeste” impulsado por el gobierno. De acuerdo con Burnett (2017), la primera plantación fue en el estado de Pernambuco en 1942. El interés principal fue el económico, ya que la introducción de esa especie favorecería el desarrollo de la región.

En esa década, se introdujeron diversas plantas forrajeras originarias de diferentes partes del mundo, pero la mayoría no soportó las condiciones ambientales de la caatinga. Y las que lograban establecerse, lo hacían con una distribución muy limitada (Burnett, 2017; Cunha & Silva, 2012; Gomes & Barbosa, 2008; Santos & Diodato, 2016, 2017).

Después de varios estudios con plantas forrajeras nativas y exóticas, el mezquite fue la planta mejor evaluada. Pues presentaba alta resistencia a la sequía, crecimiento rápido, crecía en casi cualquier tipo de suelo, y tenía una buena palatabilidad de hojas y frutos. Esto aseguraba la disponibilidad de alimento para el ganado durante la temporada de secas (Burnett, 2017; Cunha & Silva, 2012; Gomes & Barbosa, 2008; Santos & Diodato, 2016, 2017).

A partir de los años 1950, la planta comenzó a comercializarse con los agricultores y empezaron los cultivos a gran escala. En 1955, se mencionó por primera vez la posibilidad de que se volviera una planta invasora (Cunha & Silva, 2012). Sin embargo,

esa idea fue rechazada al justificar que más que una amenaza, el mezquite era la *salvación*, pues era la planta que mejor toleraba la sequía, la salinidad y se desarrollaba más rápido (Burnett, 2017; Cunha & Silva, 2012; Gomes & Barbosa, 2008; Santos & Diodato, 2016, 2017).

A finales de la década de 1950, la promoción del mezquite llegó a nivel federal con la publicación de un decreto que fomentaba el cultivo de plantas forrajeras, con énfasis en el mezquite (Decreto 46.363). Incluso la iglesia apoyaba el discurso de utilizarlo como la base para el desarrollo de la región (Burnett, 2017; Cunha & Silva, 2012; Gomes & Barbosa, 2008; Santos & Diodato, 2016, 2017).

En la década de 1960, existió una política de reforestación y de *arborización* de ciudades con mezquite. Para estas fechas, el gobierno ya habían distribuido alrededor de 10 000 000 de plántulas (Burnett, 2017; Gomes & Barbosa, 2008; Santos & Diodato, 2016).

De 1961 a 1965 se decretó que se cultivarían más de 100 000 000 de plántulas de mezquite por orden federal, de las cuales entre 2.5 – 3.5 millones fueron distribuidas. Esto tuvo un fuerte apoyo de entidades y organizaciones públicas y privadas del sector rural. Sin embargo, el presidente Jânio Quadros de Brasil renunció a su cargo, lo que detuvo la campaña y no se concretó el decreto. Además, fue un año muy seco, y la inestabilidad política causó la pérdida de 2 500 000 plantas, lo que generó un gran desánimo en la población. Y de 1962 a 1964, la campaña fue muy lenta y no existían acciones gubernamentales para impulsarla (Burnett, 2017; Cunha & Silva, 2012; Gomes & Barbosa, 2008; Santos & Diodato, 2016, 2017).

En 1965 la campaña se retomó gracias al trabajo del Ministerio de Agricultura. En esta ocasión, además del impulso como forraje y para reforestar suelos desnudos, también se incluyó la investigación agronómica de la especie. Tanto para maximizar la producción como para diversificar su uso. El plan consistía en la siembra de 62 500 000 plantas. Sin embargo, no fue llevado a cabo. Pero ayudó en la divulgación de que la especie era una *salvadora* (Burnett, 2017; Cunha & Silva, 2012; Gomes & Barbosa, 2008; Santos & Diodato, 2016, 2017).

A partir de 1966 se realizaron varias investigaciones sobre el mezquite, sin embargo, no hubo apoyo por parte de ningún nivel de gobierno, y así continuó por una década. No existió seguimiento al área sembrada y la expansión del mezquite se daba por los productores rurales que realizaban intercambio de semillas y plántulas; pues mantenían la idea de que el mezquite sería la *salvación* del nordeste (Burnett, 2017; Cunha & Silva, 2012; Gomes & Barbosa, 2008; Santos & Diodato, 2016, 2017).

En la década de 1970, existieron programas gubernamentales que contribuyeron a la proliferación del mezquite por todo el nordeste brasileño. Pero no fueron políticas exclusivas para el mezquite. De hecho, quedó un poco olvidada la especie, pero volvió a la prensa por causa de una gran sequía que ocurrió de 1978 a 1984 (Burnett, 2017; Cunha & Silva, 2012; Gomes & Barbosa, 2008; Santos & Diodato, 2016, 2017).

Se estima que entre 1980 y 1982, el Instituto Brasileño de Desarrollo Forestal (IBDF) utilizó esta especie para reforestar cerca de 52 000 ha y en 1984 se sembraron otras 90

000 ha en la región semiárida del nordeste. A mediados de los 80, el mezquite ocupaba más de 500 000 ha (Cunha & Silva, 2012).

En 1986, se lanza el Proyecto Mezquite (*Projeto algaroba*) promovido por organizaciones de gobierno. El ambicioso proyecto pretendía mejorar los ingresos familiares al aumentar y asegurar el alimento para el ganado de carne o leche, y a la comercialización directa del mezquite a través de madera, leña y néctar. También buscaba disminuir la desnutrición infantil al alimentar a los niños con las vainas; además, en la dimensión ecológica, disminuir la superficie de suelo desnudo. Se proyectaba la siembra de 5 200 000 de plantas en una superficie de 60 000 ha, pero solo llegó 18 800 ha a cargo de más de 8 000 pequeños productores (Burnett, 2017; Cunha & Silva, 2012; Gomes & Barbosa, 2008; Santos & Diodato, 2016, 2017).

A partir de 1990, surge el “mito de la villana”, que menciona la posibilidad de que el mezquite en realidad seque el suelo y los manantiales a su alrededor. Este mito tiene mucha fuerza, ya que también se le responsabiliza por algunas enfermedades del ganado, y para “eliminar” a esta especie, la gente comienza un aprovechamiento enfocado más en la extracción de madera que como forraje. Sin embargo, para los pequeños productores, la planta seguía siendo la salvadora, ya que era el único alimento disponible para el ganado o para completar el ingreso familiar con la venta de alguno de sus productos (Burnett, 2017; Cunha & Silva, 2012; Gomes & Barbosa, 2008; Santos & Diodato, 2016, 2017).

El mezquite dejó de ser una especie económicamente importante para la región, pero empezó a ser notoria su propagación hacia áreas antrópicas y márgenes de cuerpos de agua. Su dispersor principal es el ganado, tanto caprino como bovino, que ingieren las vainas y posteriormente excretan las semillas (Burnett, 2017; Cunha & Silva, 2012; Gomes & Barbosa, 2008; Santos & Diodato, 2016, 2017).

En 2007, la prensa publica un artículo en el que se sostiene que el mezquite podría estar destruyendo a las especies de la Caatinga, ya que se difumina tan rápido que mata a las especies nativas (Burnett, 2017; Cunha & Silva, 2012; Gomes & Barbosa, 2008; Santos & Diodato, 2016, 2017).

Impactos ecológicos

Su presencia provoca una disminución en la diversidad de especies nativas, en todos los estratos (arbóreo, arbustivo y herbáceo), ya sea por competencia o impidiendo que se establezcan (Araújo et al., 2019; Pegado et al., 2006), debido a que forma manchones de alta densidad que no permiten el establecimiento de otras especies, en estos sitios, la dominancia de *P. juliflora* llega a ser de 90% para el estrato arbóreo-arbustivo y hasta 80% en plántulas (Andrade et al., 2009; Pegado et al., 2006). Por lo que la diversidad de plántulas es mayor que la de adultos (Pegado et al., 2006).

Su dominancia también se refleja en el área basal, pues llega a representar hasta 95% en sitios invadidos (Pegado et al., 2006). Y se estima que su presencia reduce 30% el

crecimiento de la vegetación nativa (en términos de área foliar, diámetro del tallo y altura de las plantas), además de incrementar la mortalidad (Nascimento et al., 2014).

La invasión de *P. juliflora* impide los procesos naturales de sucesión ecológica, pues se ha encontrado que se mantiene dominante incluso después de 20 años de abandono (Pegado et al., 2006), debido a una ausencia de regeneración natural de la vegetación nativa (Araújo et al., 2019).

Se ha documentado que no logra invadir zonas en buen estado de conservación (Pegado et al., 2006); por lo que, su invasión se concentra en sitios perturbados. Lo cual es alarmante, ya que la caatinga conserva solo 50% de su vegetación original (Antongiovanni et al., 2018). Se estima que entre 30.4 y 51.7% del ecosistema ha sufrido algún grado de perturbación (Castelletti et al., 2003). Asociado a un mal manejo del ecosistema y prácticas no sustentables (Drumond et al., 2004; Figueirôa et al., 2006; Araújo et al., 2007) como la agricultura y la ganadería caprina extensiva (Castelletti et al., 2003; Silva et al., 2003).

Además de la perturbación, la humedad también favorece la invasión de *P. juliflora*, por lo que los bosques de galería (la vegetación que crece al margen de ríos y riachuelos) y lugares con suelos aluvionales son los más afectados (Pegado et al., 2006; Santos & Diodato, 2016).

En Brasil, los bosques de galería se consideran bajo protección permanente por la Ley 7.803. Pero en la práctica rara vez están conservados, solo quedan algunos fragmentos

de difícil acceso, el resto se encuentra en algún estado de sucesión (Lacerda *et al.*, 2007). En algunos sitios, más de 50% del área se encuentran invadidos por *P. juliflora* (Santos *et al.*, 2019).

Las principales causas de perturbación de los bosques de galería es la remoción de la vegetación nativa para la agricultura y la ganadería extensiva (Santos *et al.*, 2019). La agricultura debido a la mayor fertilidad del suelo y la mayor disponibilidad de agua (Ferraz *et al.*, 2006), y la ganadería, porque muchos de los corrales se ubican cerca de cuerpos de agua para que el ganado tenga acceso al agua (Drumond *et al.*, 2004). Entre 92% y 100% de los ganaderos practican el pastoreo extensivo y dejan a los animales libres para que se alimenten de la vegetación natural de la caatinga (Costa *et al.*, 2008). Esto también agrava la situación, ya que el ganado es el principal dispersor de propágulos de *P. juliflora*, los cuales comen las vainas y excretan las semillas (Pegado *et al.*, 2006).

También se ha documentado una disminución en la diversidad de hongos micorrizicos arbusculares, lo que podría afectar el ciclo de nutrientes y la estructura de la comunidad de plantas (Souza *et al.*, 2018).

Se asocia a una disminución en la disponibilidad de agua del suelo y se le atribuye la desecación de algunos manantiales. *P. juliflora* es una especie freatófila, con raíces profundas que le permiten acceder al agua subterránea cuando el agua superficial no es suficiente (Cabi, 2020).

En algunos lugares, la rápida disponibilidad temporal y espacial de *P. juliflora* como fuente de combustible ha disminuido la presión sobre otras especies nativas, disminuyendo en algunos casos la tala ilegal (Cabi, 2020).

En contraparte, el mesquite favorece las propiedades químicas del suelo, ya que neutraliza el pH ácido, aumenta el carbono orgánico, el nitrógeno y el fósforo (Souza et al., 2018). Además, fuera de Brasil se ha documentado que reduce la salinidad y la alcalinidad, proporciona estabilidad, disminuye la erosión y mejora la fertilidad del suelo (Cabi, 2020).

Impactos económicos

Ganancias

P. juliflora sí representa un ingreso económico para las familias nordestinas, ya sea a través de la venta directa (leña, carbón), o por gastos evitados, al usarla como forraje para el ganado, y como alimento para las personas.

Al ser una especie invasora, la ley es muy laxa en cuanto a su explotación y comercialización, por lo que su aprovechamiento es más fácil que el de las especies nativas (Cunha & Silva, 2012). No existe una cadena productiva completamente desarrollada para todos los bienes y servicios que brinda, pero la mejor constituida es la de la leña. La venta de madera representa el aprovechamiento más lucrativo de la especie (Gomes & Barbosa, 2008), principalmente como leña, pero también se comercializa como madera para construcción de cercas. Se estima que en el 2009 se

podían obtener hasta 15 000 reales³ por cinco hectáreas de mezquite (Cunha & Silva, 2012).

El carbón es el segundo producto más comercializado del mezquite, sin embargo, no cuenta con una cadena productiva tan definida como la leña. Su aprovechamiento se hace de manera rudimentaria y a baja escala, y como la ley permite el aprovechamiento del mezquite para carbón vegetal, algunas personas lo utilizan para disfrazar el corte de vegetación nativa (Cunha & Silva, 2012).

Las vainas tienen múltiples usos, pueden utilizarse como forraje para el ganado o puede producirse harina para consumo humano. La cual es utilizada como ingrediente para diversos platillos, aunque su consumo es muy bajo (Cunha & Silva, 2012).

Como forraje, se obtiene un buen rendimiento para ganado lechero y de carne, y en épocas de secas puede ser la única fuente de alimentación para el ganado, lo que asegura su supervivencia (Cunha & Silva, 2012). Lo cual es importante, pues la región del nordeste alberga hasta un 88% del ganado caprino de todo el país con 10.4 millones de cabras, y 39% del ganado ovino con 7.2 millones de borregos (Drumond et al., 2004). Además de ser la región semiárida más poblada del mundo (Figueirôa et al., 2006) al albergar a más de 25 millones de habitantes (Drumond et al., 2004).

³ Equivalente a \$ 3 000 USD

La mayor parte de la producción de vainas se destina al autoconsumo, y en la ganadería extensiva que permite que los animales se alimenten directamente de las vainas que caen al suelo. Sin embargo, algunas personas prefieren realizar una colecta y almacenamiento de las vainas. La colecta es manual y se obtienen hasta 120 kg/día, la producción es de 2-8 ton/ha/año y el almacenaje es por máximo 12 meses (Cunha & Silva, 2012). No se recomienda que el ganado se alimente exclusivamente de vainas por un tiempo prolongado, pues se presentan enfermedades como *cara torcida* (distonia oromandibular) y *lengua de palo* (actinobacilosis) (Cunha & Silva, 2012).

Costos

Pese a que no existe una política pública formal para la erradicación de esta especie, existen iniciativas a cargo de la sociedad civil. Sin embargo, no existe ningún estudio que estime los gastos generados por la erradicación, por el ganado muerto a causa de las enfermedades, ni por los daños al ecosistema (como la desecación del suelo).

Dilemas y contradicciones

El mezquite ha generado varios dilemas dentro de Brasil. Cunha y Silva (2012) mencionan que el dilema no solo es político, sino, también, científico. El sector científico lo sataniza por todos los impactos que tiene sobre la biodiversidad nativa, en contraste, muchas organizaciones rurales y gubernamentales aún la consideran como una alternativa viable y lucrativa. Incluso, a pesar de tanta evidencia científica sobre su invasión, sigue presente el argumento de que al tener restricciones en su colonización

(limitándose a áreas húmedas y perturbadas, sin capacidad de invadir áreas conservadas), no se puede considerar a *P. juliflora* como invasora (Santos et al., 2019).

Una de las contradicciones se presenta en el discurso que la Empresa Brasileña de Investigación Agropecuaria (EMBRAPA acrónimo en portugués) mantiene sobre *P. juliflora*. En 2011, se publicaron dos folletos informativos para los productores rurales, el primero hablando sobre los beneficios del mezquite y el segundo sobre los impactos negativos que tiene.

Como beneficios se incluyen: 1) ocupación de suelos degradados o salinizados (que no pueden ser ocupados por vegetación nativa); 2) forraje para el ganado; 3) alimentación humana, producción de madera (como combustible y para construcción); 4) producción de flores para la apicultura; 5) protección de y mejoramiento de suelos; y, 6) sombra para el ganado en los sistemas silvopastoriles.

Los impactos negativos reportados para la región son: 1) invasiones a bosques en sucesión natural formando densos poblamientos, reduciendo el pasto utilizable como forraje, y causando impactos económicos, sociales y ambientales; 2) densa colonización de áreas degradadas que compromete la supervivencia de especies nativas, principalmente por competencia; 3) empobrecimiento de la composición florística; y, 4) efectos alelopáticos sobre las especies nativas que afectan la germinación y el crecimiento.

En ese mismo folleto se recomienda la erradicación de *P. juliflora* en zonas invadidas (incluso con control químico) y la restauración con especies nativas. EMBRAPA fue una de las organizaciones gubernamentales que más promovió la siembra y aprovechamiento de *P. juliflora*. Se utilizan beneficios genéricos (como la sombra que podría ser brindada por cualquier árbol) y se igualan con impactos negativos (como comprometer la supervivencia de especies nativas).

Conclusiones generales

Este trabajo es una primera aproximación al entendimiento del perfil de las EEI en los BSCN. Existen muchas lagunas de información, tanto en la presencia de especies como en los efectos que causan a la biodiversidad y a los servicios ecosistémicos. Los países con más información parecen ser los más invadidos, sin embargo, eso sólo evidencia que han sido los países que más han invertido en la generación de conocimiento.

Las EEI no han sido consideradas como una de las principales amenazas para la biodiversidad de los BSCN, lo cual se ha reflejado en una falta de investigación. Sin embargo, es esa misma falta de investigación lo que impide tener datos sólidos sobre los impactos que están teniendo las EEI en los BSCN.

Se han detectado las principales EEI, pero eso no es suficiente. La identificación de las EEI es sólo el primer paso para una adecuada gestión de EEI. Ahora es necesario que esta información se refleje en políticas públicas para su control y erradicación. Y cada país tiene que priorizar las EEI de su territorio y de sus ecosistemas.

Todos los países que albergan BSCN (a excepción de Puerto Rico – EUA) son parte de acuerdos internacionales en los que se comprometen a cumplir metas en materia de EEI, sin embargo, no existe una evaluación regional respecto al avance que han logrado. Por eso, es necesario evaluar sus avances y ver como se refleja en la producción y sistematización de información que se está generando. La cooperación internacional para el control y erradicación de EEI será la clave para problemas compartidos.

En una revisión realizada por Speziale y colaboradores (2012), detectaron que, en Sudamérica, fue hasta el año 2000 que aumentó la producción de artículos científicos sobre EEI, pero solo en Brasil, Argentina y Chile. El resto de los países mantenían menos de 20 publicaciones anuales sobre ecología de EEI al 2010, lo cual puede deberse a la poca disponibilidad de fondos con la que cuentan los países, o a sus prioridades de investigación (Speziale et al., 2012).

Las especies invasoras no parecen ser una prioridad para las políticas públicas de los países de América Latina; y al no ser un tema prioritario, las políticas están poco desarrolladas (Speziale et al., 2012). El número de políticas públicas en materia de EEI ha aumentado en los últimos 30 años. Esto ha sido generado por la firma de acuerdos internacionales; sin embargo, únicamente poco más de la mitad de los países contratantes ha creado instrumentos para el combate de las EEI (McGeoch et al., 2010). No es suficiente que estas políticas se centren en el control y la erradicación de las EEI, también es necesario crear instrumentos para la identificación y priorización de las EEI y de sus vías de ingreso (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2014). Lamentablemente, la adopción de políticas públicas no se ha reflejado en una disminución del impacto de las EEI sobre la biodiversidad (McGeoch et al., 2010), ni en el número de especies reportadas. Sin embargo, el número de reportes de EEI puede estar relacionado con el nivel de desarrollo del país, de manera que países menos desarrollados destinan menos recursos a estas áreas y tienen menos reportes de EEI en su jurisdicción (McGeoch et al., 2010).

De acuerdo con Oliveira y Machado (2009), algunos países presentan instrumentos legales y normativos que no están inmersos dentro de un marco nacional integral y exclusivo para las EEI. Esta disgregación legislativa no permite un manejo efectivo, lo que se manifiesta en: 1) desarticulación institucional; 2) fragmentación y dispersión de esfuerzos; y, 3) conflicto interinstitucional por ambigüedad en las facultades y responsabilidades de cada organismo.

Los acuerdos internacionales pueden llegar a ser demasiado genéricos, al tener que estar destinados a países con diferente nivel de desarrollo y con realidades muy diferentes. Por lo que, en muchas ocasiones es difícil aterrizarlos a políticas nacionales efectivas (Oliveira y Machado 2009). Y en muchos casos las políticas públicas pueden ser, incluso, contradictorias. Por ejemplo, mientras se están desarrollando instrumentos para el control, manejo y erradicación de EEI, existen otras políticas públicas que promueven su introducción, como es el caso de las políticas de reforestación con el uso de EEI (por ejemplo, *Eucalyptus spp.* y *Prosopis spp.*). Sin embargo, en Cuba ya están trabajando para revertir las políticas que promovían la reforestación con especies exóticas (Gobierno de la República de Cuba, 2014).

La legislación de las EEI es un tema complicado, ya que los impactos que causan son en diferentes ámbitos, generalmente regulados por diferentes organismos gubernamentales. Por lo que, es necesario crear un marco legislativo que integre las diferentes dimensiones, como la agricultura, la salud, el medio ambiente, el comercio y la economía.

Prosopis juliflora es una especie exótica invasora perjudicial que tiene un gran impacto en la riqueza y abundancia de especies nativas, lo que puede llevar a la destrucción total o parcial del ecosistema (Pegado et al., 2006). La erradicación puede ser muy costosa y no es efectiva, y, de hecho, ha sido inviable en muchos sitios (Cunha & Silva, 2012). Y después de 60 años, aun con tanta inversión para el aprovechamiento y la apropiación cultural de *P. juliflora*, los resultados económicos no han sido los esperados. Por ello, es imprudente mantener la postura de que esta especie será la salvación del nordeste brasileño.

Cunha y Silva (2012) mencionan que la búsqueda de una especie que salvará al nordeste no es más que la búsqueda de una solución mágica. La necesidad de buscar especies alóctonas manifiesta un desconocimiento de la biodiversidad local. Lo cual es claro en la Caatinga, un ecosistema que ha sido olvidado y la investigación sobre el ecosistema es muy poca (Santos et al., 2011).

Su invasión en lugares perturbados acentúa y refleja una mala política de desarrollo regional cuyo origen es anterior a la introducción del mezquite. Lamentablemente, no existen panaceas para los problemas ambientales, por lo que es necesario un manejo adaptativo que integre los saberes locales y se implemente una política de desarrollo que maximice el aprovechamiento de la biodiversidad local sin comprometerla. Crear políticas públicas con una visión a largo plazo que tenga continuidad entre gobiernos.

También es necesaria la creación de leyes que garanticen la perpetuación de la biodiversidad local, y la eliminación de las políticas públicas que promueven la

introducción de especies exóticas. No solo en Brasil, ya que en muchos países la introducción del mezquite fue financiado por el gobierno a través de políticas públicas para el desarrollo regional (Cunha & Silva, 2012).

El desarrollo de cadenas productivas para la explotación del mezquite ayudará en su control, y políticas de monitoreo y detección de áreas vulnerables para evitar la invasión de nuevas áreas. También hace falta más investigación sobre la capacidad invasora del mezquite, por ejemplo, es necesario determinar los elementos que impiden su establecimiento en zonas conservadas y utilizarlos para su control (Santos et al., 2019).

Es necesaria la cooperación entre países con el mismo problema de invasión y con países de dónde la especie es nativa. Esto ayudará al desarrollo de técnicas de control efectivas que crearán sinergias para el manejo de esta especie invasora.

A pesar de que la introducción del mezquite tuvo bases científicas (estudios sobre producción y tolerancia a nuevos ambientes); y los estudios sobre invasión se enfocan en su mayoría solo en los impactos al ecosistema. Es necesario crear estudios interdisciplinarios que sean capaces de ver el panorama completo, donde se integren las dimensiones ecológica, social, económica y política. Y se recomienda no perder de vista el principio precautorio cuando se trata de cualquier especie introducida con fines de forraje o comercio.

Referencias

- Almeida, W. R., Lopes, A. V., Tabarelli, M., & Leal, I. R. (2015). The alien flora of Brazilian Caatinga : deliberate introductions expand the contingent of potential invaders. *Biological Invasions*, 17, 51–56. <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0738-6>
- Álvarez-Romero, J., Medellín, R. A., Oliveras de Ita, A., Gómez de Silva, H., & Sánchez, Ó. (2008). *Animales exóticos en México: Una amenaza para la biodiversidad* (1a ed.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Ecología, UNAM, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Andrade, L. A., Fabricante, J. R., & Oliveira, F. X. (2009). Invasão biológica por *Prosopis juliflora* (Sw .) DC .: impactos sobre a diversidade e a estrutura do componente arbustivo-arbóreo da caatinga no estado do Rio Grande do Norte , Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 23(4), 935–943.
- Andresen, E. (2008). Dung beetle assemblages in primary forest and disturbed habitats in a tropical dry forest landscape in western Mexico. *Journal of Insect Conservation*, 12, 639–650. <https://doi.org/10.1007/s10841-007-9100-y>
- Antongiovanni, M., Venticinque, E. M., & Fonseca, C. R. (2018). Fragmentation patterns of the Caatinga drylands. *Landscape Ecology*, 33, 1353–1367. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0672-6>
- Araújo, A. N., Bakke, I. A., Vasconcelos, G. S., Silva, R. M., Martins, K. B. S., &

- Fernandes, S. P. S. (2019). Regeneração Natural de algaroba (*Prosopis Juliflora* (Sw.) Dc.) no Horto Florestal do CSTR/UFCG, Patos – PB. *Agropecuária Científica no Semiárido*, 14(4), 318–324.
- Araújo, E. D. L., Castro, C. C. De, & Albuquerque, U. P. (2007). Dynamics of Brazilian Caatinga – A Review Concerning the Plants , Environment and People. *Functional Ecosystems and Communities*, 1(1), 15–28. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>
- Armenteras, D., Espelta, J. M., Rodríguez, N., & Retana, J. (2017). Deforestation dynamics and drivers in different forest types in Latin America: Three decades of studies (1980–2010). *Global Environmental Change*, 46, 139–147. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.09.002>
- Balvanera, P., Castillo, A., & Martínez-Harms, M. J. (2011). Ecosystem Services in Seasonally Dry Tropical Forests. En R. Dirzo, H. S. Young, H. A. Mooney, & G. Ceballos (Eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests: ecology and conservation* (pp. 259–278). Island Press.
- Baptiste, M. P., Castaño, N., Cárdenas, D., Gutiérrez, F. P., Gil, D. L., & Lasso, C. A. (2010). *Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. <http://www.acictios.org/publi/1.pdf>
- Bezerra, C. M., Pamplona, L., Cavalcanti, D. G., Souza, R. C. M., Barbosa, S. E., Xavier,

S. C. C., Jansen, A. M., Ramalho, R. D., & Diotaiuti, L. (2014). Domestic , peridomestic and wild hosts in the transmission of *Trypanosoma cruzi* in the Caatinga area colonised by *Triatoma brasiliensis*. *Mem Inst Oswaldo Cruz*, *109*(7), 887–898. <https://doi.org/10.1590/0074-0276140048>

Blackburn, T. M., Pysek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarosík, V., Wilson, J. R. U., & Richardson, D. M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, *26*(7), 333–339.

Both, C. C. (2012). *Invasão de *Lithobates catesbeianus* na mata atlântica sul do brasil: relações com espaço, ambiente e anfíbios nativos.*

Brandeis, T. J., Meléndez-Ackerman, E. J., & Helmer, E. H. (2012). *Forest Vegetation Cover Assessment on Mona Island , Puerto Rico.*

Burnett, A. (2017). A “saga” político-ecológica da algaroba no semiárido brasileiro. *Revista de Estudos Sociais*, *19*(38), 148–175.

Bustamante, M., Helmer, E. H., Schill, S., Belnap, J., Brown, L. K., Brugnoli, E., Compton, J. E., Coupe, R. H., Hernández-Blanco, M., Isbell, F., Lockwood, J., Lozoya Ascárate, J. P., McGuire, D., Pauchard, A., Pichs-Madruga, R., Rodrigues, R. R., Sanchez- Azofeifa, G. A., Soutullo, A., Suarez, A., ... Thompson, L. (2018). Chapter 4: Direct and indirect drivers of change in biodiversity and nature’s contributions to people. En N. (eds. . IPBES. Rice, J., Seixas, C. S. Zaccagnini, M. E., Bedoya-Gaitán, M., And Valderrama (Ed.), *The IPBES regional assessment report on*

biodiversity and ecosystem services for the Americas. (pp. 295–435). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.

Cabi. (2020). *Invasive Species Compendium*. *Prosopis juliflora* (mesquite).

Camacho-Cervantes, M., & Schondube, J. E. (2018). Habitat use by the invasive exotic Eurasian Collared-Dove (*Streptopelia decaocto*) and native dove species in the Chamela-Cuixmala region of West Mexico. *The Wilson Journal of Ornithology*, 130(4), 902.

Cárdenas-López, D., Baptiste, M. P., & Castaño, N. (2017). Plantas exóticas con alto potencial de invasión en Colombia. En *Plantas exóticas con alto potencial de invasión en Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. <https://doi.org/978-958-541-810-3>

Castellanos-Castro, C., Sofrony-Esmeral, C., & Higuera-Díaz, D. (2017). *Plan de Acción de la Estrategia Nacional para la Conservación de Plantas de Colombia*. <http://repository.humboldt.org.co//handle/20.500.11761/32936>

Castelletti, C. H. M., Santos, A. M. M., Tabarelli, M., & da Silva, J. M. C. (2003). Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. *Ecologia e Conservação da Caatinga*, 1, 719–734. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142005000200009>

Cavalcante, A. A., & Major, I. (2006). Invasion of Alien Plants in the Caatinga Biome

Invasion of Alien Plants in the Caatinga Biome. *BioOne*, 35(3), 141–143.

CBD. (2020). *CBD Implementation*. Online Reporting Search.
<https://chm.cbd.int/search/reporting-map?filter=AICHI-TARGET-09>

CDC-Ecuador. (2008). *Digitalización de Datos de Especies Invasoras del Ecuador a Nivel Nacional y Regional*.

Cervera, J. C., & Parra-Tabla, V. (2009). Seed germination and seedling survival traits of invasive and non-invasive congeneric *Ruellia* species (Acanthaceae) in Yucatan, Mexico. *Plant Ecology*, 205, 285–293. <https://doi.org/10.1007/s11258-009-9617-0>

Comisión ODS Paraguay 2030. (2018). *Informe Nacional Voluntario sobre la Implementación de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible Paraguay 2018*.

Comisión ODS República Dominicana. (2018). *Informe Nacional Voluntario 2018. Compromisos, avances y desafíos hacia el desarrollo sostenible*.
<https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. (2010). *Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación*.

CONABIO. (2018). *Sexto Reporte Nacional de México ante el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB)*. <https://chm.cbd.int/database/record/7DFED332-8E25-6C00-8F1B-FD50DFBE5D54>

CONAP. (2011). *Fortalecimiento de las capacidades institucionales para abordar las amenazas provocadas por la introducción de especies exóticas en Guatemala*.
www.bchguatemala.gob.gt

CONAP. (2014). *V Informe Nacional de Cumplimiento de los Acuerdos del Convenio sobre Diversidad Biológica* (Número Documento Técnico No.3-2014).
www.serviprensa.com

Costa, R. G., Almeida, C. C., Filho, E. C. P., Holanda Junior, E. V, & Santos, N. M. (2008). Caracterização Do Sistema De Produção Caprino E Ovino Na Região Semi-Árida Do Estado Da Paraíba. Brasil Characterization of the Goat and Sheep Production System in the Semi-Arid Region of the State of Paraíba. Brazil. *Arch. Zootec*, 57(218), 195–205.

Costa Rica MIDEPLAN. (2017). *Costa Rica, construyendo una visión compartida del desarrollo sostenible. Reporte nacional voluntario de los Objetivos de Desarrollo Sostenible, Junio 2017*.
http://ods.cr/sites/default/files/documentos/informepaisods_costa_rica.pdf

Cunha, L. H., & Silva, R. A. G. (2012). A trajetória da algaroba no semiárido nordestino: Dilemas políticos e científicos. *Raízes*, 32(1), 72–95.

Del-Val, E., García-Espinosa, F., & Martínez-Zavaleta, J. (2019). Introducción de Especies Exóticas Invasoras: Amenazas para la conservación y el aprovechamiento de la biodiversidad. En *La biodiversidad en Michoacán. Estudio de Estado 2 vol. III*

(pp. 301–305). CONABIO.

DiBio. (2017). *Estrategia Nacional de Biodiversidad Honduras Plan de acción 2018-2022*.

Drumond, M. A., Kiill, L. H. P., Lima, P. C. F., Oliveira, M. C., Oliveira, V. R. De, Albuquerque, S. G. De, Nascimento, C. E. D. S., & Cavalcanti, J. (2004). Estratégias para o uso sustentável da biodiversidade da Caatinga. En J. M. C. da SILVA, M. TABARELLI, M. T. da FONSECA, & L. V. LINS (Eds.), *Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação* (pp. 329–340). <https://doi.org/10.1590/S0103-40142005000200009>

Dryflor. (2016). Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science*, 353(6306), 1383–1388.

Fabricante, J. R. (2013). *Plantas Exóticas e Exóticas Invasoras da Caatinga* (Vols. 1–4).

Fabricante, J. R., Ziller, S. R., Araújo, K. C. T., Furtado, M. das D. G., & Basso, F. de A. (2015). Non-native and invasive alien plants on fluvial islands in the. *Check list: The journal of biodiversity data*, 11(1), 1–7.

Ferraz, J. S. F., Albuquerque, U. P. de, & Meunier, I. M. J. (2006). Valor de uso e estrutura da vegetação lenhosa às margens do riacho do Navio, Floresta, PE, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 20(1), 125–134. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062006000100012>

Ferreira, A. C. (2016). O Gênero *Pheidole* (Hymenoptera: Formicidae: Myrmicinae) no

Paraná: levantamento e delimitação de espécies. Universidade Federal do Paraná.

Figueirôa, J. M. de, Pareyn, F. G. C., Araújo, E. de L., Silva, C. E. da, Santos, V. F. dos, Cutler, D. F., Baracat, A., & Gasson, P. (2006). Effects of cutting regimes in the dry and wet season on survival and sprouting of woody species from the semi-arid caatinga of northeast Brazil. *Forest Ecology and Management*, 229, 294–303. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.04.008>

Fine, P. V. A. (2002). The invasibility of tropical forests by exotic plants. *Journal of Tropical Ecology*, 18(5), 687–705. <https://doi.org/10.1017/S0266467402002456>

Fragoso, C., & Rojas, P. (2016). Invasiones en el suelo: la lombriz de tierra *Pontoscolex corethrurus* y la hormiga *Solenopsis geminata* en los ecosistemas tropicales de México. En M. A. D. H. y L.-O. J. F. (Eds.). Aragón G.A. (Ed.), *Manejo Agroecológico de Sistemas* (1a ed., Número 1, pp. 81–107). Publicación especial de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

Fundación Charles Darwin (FCD) y WWF-Ecuador. (2018). Atlas de Galápagos, Ecuador: Especies Nativas e Invasoras. En *Fundación Charles Darwin y WWF-Ecuador*. <https://www.darwinfoundation.org/en/publications/galapagos-atlas>

Giovanelli, J. G., Haddad, C. F., & Alexandrino, J. (2008). Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. *Biological Invasions*, 10(5), 585–590. <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9154-5>

Gobierno de Argentina. (2015). *Quinto Informe Nacional para la Conferencia de las Partes del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB)*.

Gobierno de Argentina. (2017a). *Estrategia de comunicación y concientización*.

Gobierno de Argentina. (2017b). *Informe Voluntario Nacional Argentina. Foro político de alto nivel sobre el desarrollo sostenible. Naciones Unidas*.

Gobierno de Argentina. (2017c). *Recopilación de normas sobre especies exóticas invasoras por jurisdicción*.

Gobierno de Argentina. (2018). *Objetivos de desarrollo sostenible Informe País Argentina 2018*.

Gobierno de Bolivia. (2015). *V Informe Nacional. Convenio de las Naciones Unidas sobre la Diversidad Biológica*.

Gobierno de Brasil. (2016). *5th Nation Report to the Convention on Biological Diversity*.

Gobierno de Colombia. (2010). *Resolución N° 0207. Listado especies exóticas invasoras*.

Gobierno de Colombia. (2018). *Reporte Nacional Voluntario Colombia*.
<http://weekly.cnbnews.com/news/article.html?no=124000>

Gobierno de Ecuador. (2018). *6to Informe Nacional para la Convención de Diversidad Biológica Ecuador*.

Gobierno de Honduras. (2017). *Agenda 2030 Exámen Nacional para la revisión voluntaria*. <https://www.ifla.org/files/assets/hq/topics/libraries-development/documents/libraries-un-2030-agenda-toolkit-pt.pdf>

Gobierno de la República. (2018). *INFORME NACIONAL VOLUNTARIO para el foro político de alto nivel sobre desarrollo sostenible. Bases y fundamentos en México para una visión del desarrollo sostenible a largo plazo*. www.ods.gub.uy

Gobierno de la República de Cuba. (2014). V Informe Nacional al Convenio sobre la Diversidad Biológica. En *V Informe Nacional República De Cuba*.

Gobierno de la República de Cuba. (2019). *CUBA Informe Nacional sobre la implementación de la Agenda 2030*.

Gobierno de Panamá. (2018). *Sixth National Report*.

Gobierno del Perú. (2017). *Informe Nacional Voluntario sobre la implementación de la Agenda 2030 para le Desarrollo Sostenible Perú*.

Gomes, R., & Barbosa, A. G. (2008). A ecologia política da algaroba: uma análise das relações de poder e mudança ambiental no Cariri Ocidental - PB1. *Reunião Brasileira de Antropologia*.

Guevara-Hernández, R. E. (2017). *Informe Final proyecto LI022 Estado actual de las poblaciones de Bryophyllum pinnatum y su impacto en la regeneración de plantas nativas de la selva baja caducifolia que crece en mal país , en la planicie costera*

veracruzana . Responsable : Dr . Roger E .

Heger, T., Pahl, A. T., Botta-Dukat, Z., Gherardi, F., Hoppe, C., Hoste, I., Jax, K., Lindström, L., Boets, P., Haider, S., Kollmann, J., Wittmann, M. J., & Jeschke, J. M. (2013). Conceptual Frameworks and Methods for Advancing Invasion Ecology. *AMBIO*, 42, 527–540. <https://doi.org/10.1007/s13280-012-0379-x>

Herrera, I., Goncalves, E., Pauchard, A., & Bustamante, R. O. (2016). *Manual de plantas invasoras de Sudamerica* (1a ed.).

Hobbs, R. J., & Mooney, H. A. (2005). Invasive species in a changing world: the interactions between global change and invasives. En H. A. Mooney, R. N. Mack, J. A. McNeely, L. E. Neville, P. J. Schei, & J. K. Waage (Eds.), *Invasive Alien Species: A New Synthesis* (pp. 310–331). SCOPE.

Hoegh-Guldberg, O., Jacob, D., Taylor, M., Bindi, M., Brown, S., Camilloni, I., Diedhiou, A., Djalante, R., Ebi, K. L., Engelbrecht, F., Guiot, J., Hijioka, Y., Mehrotra, S., Payne, A., Senevirantne, S. I., Thomas, A., Warren, R., & Zhou, G. (2018). Impacts of 1.5°C of Global Warming on Natural and Human Systems. En V. Masson-Delmotte, P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P. R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J. B. R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M. I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, & T. Waterfield (Eds.), *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context*

of strengthening the global response to the threat of climate change, (In Press., pp. 175–311). IPCC.

INABIO. (2019). *Metas Aichi*. 9: Especies exóticas invasoras controladas. <http://inabio.biodiversidad.gob.ec/2019/01/30/9-especies-exoticas-invasoras-controladas/>

Instituto Hórus. (2020). *I3N Base de Datos Nacional de Espécies Exóticas Invasoras*. Base de Datos Nacional de Espécies Exóticas Invasoras. <http://i3n.institutohorus.org.br/www/>

Janzen, D. H. (1988). Tropical Dry Forest. En E. O. Wilson (Ed.), *Biodiversity* (pp. 130–137). National Academy Press.

Jaric, I., & Cvijanovic, G. (2012). The Tens Rule in Invasion Biology : Measure of a True Impact or Our Lack of Knowledge and Understanding ? *Environmental Management*, 50, 979–981. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9951-1>

Jiménez, A., Pauchard, A., Cavieres, L. A., Marticorena, A., & Bustamante, R. O. (2008). Do climatically similar regions contain similar alien floras? A comparison between the mediterranean areas of central Chile and California. *Journal of Biogeography*, 35, 614–624. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01799.x>

Johnson, N. C., & Wedin, D. A. (1997). Soil carbon, nutrients, and mycorrhizae during conversion of dry tropical forest to grassland. *Ecological Applications*, 7(1), 171–182.

[https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[0171:SCNAMD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[0171:SCNAMD]2.0.CO;2)

Koch, R., Almeida-Cortez, J. S., & Kleinschmit, B. (2017). Revealing areas of high nature conservation importance in a seasonally dry tropical forest in Brazil: Combination of modelled plant diversity hot spots and threat patterns. *Journal for Nature Conservation*, 35, 24–39. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2016.11.004>

Lacerda, A. V. De, Barbosa, F. M., & Barbosa, M. R. D. V. (2007). Estudo Do Componente Arbustivo-Arbóreo De Matas Ciliares Na Bacia Do Rio Taperoá , Semi-Árido Paraibano: Uma Perspectiva Para a Sustentabilidade Dos Recursos Naturais. *Oecologia brasiliensis*, 11(3), 331–340. <https://doi.org/10.4257/oeco.2007.1103.03>

Leal, Inara R, da Silva, J. M. C., Tabarelli, M., & Lacher, T. E. (2005). Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil / Cambiando el curso de la conservación de biodiversidad en la Caatinga del Noreste de Brasil. *Conservation Biology*, 19(3), 701–706. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00703.x>

Leão, T. C. C., Almeida, W. R., Dechoum, M. de S., & Ziller, S. R. (2011). *Espécies Exóticas Invasoras Espécies Exóticas Invasoras no Nordeste do Brasil no Nordeste do Brasil Contextualização , Manejo e Políticas Públicas*. CEPAN.

Leemans, R., & Groot, R. S. de. (2003). *Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. Island Press.

- Lizarralde, M. (2016). Especies exóticas invasoras (EEI) en Argentina: Categorización de mamíferos invasores y alternativas de manejo. *Mastozoología Neotropical*, 23, 267–277.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., & De Poorter, M. (2000). *100 of the World's Worst Invasive Alien Species: a selection from the Global Invasive Species Database*. (First publ). Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN).
- MacGregor-Fors, I., Vázquez, L., Vega-Rivera, J. H., & Schondube, J. E. (2009). Non-Exotic Invasion of Great-Tailed Grackles *Quiscalus mexicanus* in a Tropical Dry Forest Reserve . *Ardea*, 97(3), 367–369. <https://doi.org/10.5253/078.097.0312>
- MADES - DGPCB. (2019). *Sexto Informe al Convenio de Diversidad Biológica. Proyecto. "Asistencia a las Partes que reúnen las condiciones para la elaboración del sexto informe nacional sobre la Diversidad Biológica (6NR)"*.
- MADS. (2014). *Quinto Informe Nacional de Biodiversidad de Colombia ante el Convenio de Diversidad Biológica*. http://www.minambiente.gov.co/images/cambioclimatico/pdf/colombia_hacia_la_COP21/ABC_de_los_Compromisos_de_Colombia_para_la_COP21_VF.pdf
- MAE. (2019). *Plan de Acción Decenal para la Prevención, Manejo y Control de las Especies Exóticas en Ecuador Continental 2019 – 2029*.

March-Mifsut, I. J., & Martínez-Jiménez, M. (2007). Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad. Prioridades en México. En *The Nature Conservancy*. <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Especies+Invasoras+de+Alto+Impacto+a+la+Biodiversidad#1>

MARENA. (2014). *V Informe Nacional de Biodiversidad de Nicaragua*.

MARENA. (2015). *Estrategia Nacional de Biodiversidad de Biodiversidad y su Plan de Acción. Nicaragua 2015-2020*.

McGeoch, M. A., Butchart, S. H. M., Spear, D., Marais, E., Kleynhans, E. J., Symes, A., Chanson, J., & Hoffmann, M. (2010). Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Diversity and Distributions*, 16, 95–108. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00633.x>

MDE. (2016). *Cinquième rapport national de la République d'Haïti sur la mise en œuvre de la convention sur la diversité biologique*.

Meave, J. A., Romero-Romero, M. A., Salas-Morales, S. H., Pérez-García, E. A., & Gallardo-Cruz, J. A. (2012). Diversidad, amenazas y oportunidades para la conservación del bosque tropical caducifolio en el estado de Oaxaca, México. *Ecosistemas*, 21(1–2), 85–100. <https://doi.org/10.7818/re.2014.21-1-2.00>

Medeiros, S. De, Mesquita, F. D. O., Andrade, L. A., Oliveira, C. J., Souza, E. M., & Souza, J. K. C. (2018). Invasão biológica por *Cryptostegia madagascariensis* : uma

abordagem voltada para estresses abióticos. *Pesquisa e Ensino em Ciências Exatas e da Natureza*, 2(1), 36–47.

MiAmbiente+. (2014). *V Informe Nacional de Biodiversidad*.

Miles, L., Newton, A. C., DeFries, R. S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S., Kapos, V., & Gordon, J. E. (2006). A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, 33, 491–505. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>

MINAE – SINAC – CONAGEBIO – FONAFIFO. (2018). *Resumen del Sexto Informe Nacional de Costa Rica ante el Convenio de Diversidad Biológica. Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo - Apoyo técnico para que las Partes Elegibles desarrollen el Sexto Informe Nacional para el CDB (6NR-LAC) Costa Rica*.

Ministerio de Medio Ambiente y Agua. (2018). *Política y Estrategia Plurinacional de Gestión Integral y Sustentable de la Biodiversidad*.

Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2012). *Estrategia Nacional de Especies Exóticas Invasoras Realizado en el marco del proyecto “Mitigando las amenazas de las especies exóticas invasoras en el Caribe Insular”*.

Ministerio del Ambiente. (2019). *Sexto Informe Nacional sobre Diversidad Biológica Informe de Gestión*.

Ministerio del Ambiente de Ecuador. (2010). *Cuarto Informe Nacional Para El Convenio*

Sobre La Diversidad Biológica. En *Ministerio De Ambiente de Ecuador*.
<https://www.cbd.int/doc/world/ec/ec-nr-04-es.pdf>

Ministerio del Poder Popular para el Ambiente. (2012). *Estrategia Nacional para la Conservación de la Diversidad Biológica 2010-2020 y su Plan de Acción Nacional*.
http://diversidadbiologica.info.ve/biblioteca/ENCDB-PAN_2010-2020.pdf

Mooney, H. A. (2005). Invasive Alien Species: The Nature of the Problem. En H. A. Mooney, R. N. Mack, J. A. McNeely, L. E. Neville, P. J. Schei, & J. K. Waage (Eds.), *Invasive Alien Species : A New Synthesis* (pp. 1–15). SCOPE.

Murphy, P. G., & Lugo, A. E. (1986). Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17, 67–88.

Nascimento, C. E. S., Tabarelli, M., Silva, C. A. D., Leal, I. R., Tavares, W. S., Serrão, J. E., & Zanuncio, J. C. (2014). The introduced tree *Prosopis juliflora* is a serious threat to native species of the Brazilian Caatinga vegetation. *Science of the Total Environment*, 481, 108–113.

NEPA. (2013). *National Invasive Alien Species Strategy & Action Plan (NIASSAP) for Jamaica 2014-2020*.

NEPA. (2015). *Fifth National Report for Jamaica CBD*.

ODS Territorio Ecuador. (2018). *Logros y desafíos en la implementación de los ODS en Ecuador*.

- Oliveira, A. E. da S., & Machado, C. J. S. (2009). Quem é quem diante da presença de espécies exóticas no Brasil? Uma leitura do arcabouço institucional-legal voltada para a formulação de uma Política Pública Nacional. *Ambiente & Sociedade*, 12(2), 373–387. <https://doi.org/10.1590/s1414-753x2009000200011>
- Oliveira, D. L., & Vasconcelos, S. D. (2019). Do native and invasive blow fly (Diptera: Calliphoridae) species differ in their preferential time of flight? Empirical evidence from a seasonally dry tropical forest. *Journal of Arid Environments*. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.05.013>
- Osorio-Beristain, M., Domínguez, C. A., Eguiarte, L. E., & Benrey, B. (1997). Pollination efficiency of native and invading Africanized bees in the tropical dry forest annual plant, *Kallstroemia grandiflora* Torr ex Gray. *Apidologie*, 28, 11–16. <https://doi.org/10.1051/apido:19970102>
- Ossa-Lacayo, A. D. La, Ossa, J. D. La, & Lasso, C. A. (2007). Registro del caracol africano gigante *Achatina fulica* (Bowdich 1822) (Mollusca: Gastropoda-Achatinidae) en Sincelejo, costa Caribe de Colombia. *Biota Colombiana*, 13(2), 247–255. <https://doi.org/10.21068/c001>
- Packer, J. G., Meyerson, L. A., Richardson, D. M., Brundu, G., Allen, W. J., Bhattarai, G. P., Brix, H., Canavan, S., Castiglione, S., Cikatelli, A., Cuda, J., Cronin, J. T., Eller, F., Guarino, F., Guo, W.-H., Guo, W.-Y., Guo, X., Hierro, J. L., Lambertini, C., ... Pysek, P. (2016). Global networks for invasion science: benefits, challenges and

guidelines. *Biological invasions*, November. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1302-3>

Parker, I. M., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P. M., Williamson, M. H., Holle, B. Von, Moyle, P. B., Byers, J. E., & Goldwasser, L. (1999). Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions*, 1, 3–19.

PEEIC. (2015). *Plantas Exóticas y Exóticas Invasoras de la Caatinga*. <https://jrfabricante.wixsite.com/invasoras/especies>

Pegado, C. M. A., Andrade, L. A., Félix, L. P., & Pereira, I. M. (2006). Efeitos da invasão biológica de algaroba - *Prosopis juliflora* (Sw .) DC . sobre a composição e a estrutura do estrato arbustivo-arbóreo da caatinga no Município de Monteiro , PB , Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 20(4), 887–898. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062006000400013>

Pennington, R. T., Prado, D. E., & Pendry, C. A. (2000). Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. *Journal of Biogeography*, 27(2), 261–273. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00397.x>

Pichorim, M., Damasceno, J. P., Toledo-Lima, G., Araújo, R. D., & Ferreira, P. V. (2016). *Guia de aves da estação ecológica do Seridó*. Editora Caule de Papiro.

PIOJ. (2018). *Jamaica voluntary national review on the implementation of the 2030*

Agenda for Sustainable Development.

Pizano, C., & García, H. (2014). *El bosque seco tropical en Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

PNUD. (2018). *ODS en Colombia: Los retos para 2030*.
https://www.undp.org/content/dam/colombia/docs/ODS/undp_co_PUBL_julio_ODS_en_Colombia_los_retos_para_2030_ONU.pdf

Portillo-Quintero, C. A., & Sánchez-Azofeifa, G. A. (2010). Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation*, 143, 144–155.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.020>

Pôrto, K. C., Cabral, J. J., & Tabarelli, M. (2004). *Brejos de Altitude em Pernambuco e Paraíba. História Natural, Ecologia e Conservação*. Ministério do Meio Ambiente.

Prensa Instituto Humboldt. (2018). *Colombia incluida en repositorio global de especies introducidas e invasoras*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. <http://www.humboldt.org.co/es/actualidad/item/1365-colombia-incluida-en-repositorio-global-de-especies-introducidas-e-invasoras?highlight=YToxOntpOjA7czo0OiJpM24iO30=>

Prieto-Torres, D. A., Nori, J., & Rojas-Soto, O. R. (2018). Identifying priority conservation areas for birds associated to endangered Neotropical dry forests. *Biological Conservation*, 228, 205–214. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.10.025>

- Pulla, S., Ramaswami, G., Mondal, N., Chitra-Tarak, R., Suresh, H. S., Dattaraja, H. S., Vivek, P., Parthasarathy, N., Ramesh, B. R., & Sukumar, R. (2015). Assessing the resilience of global seasonally dry tropical forests. *International Forestry Review*, 17(2), 91–113. <https://doi.org/10.1505/146554815815834796>
- Quesada, M., Rosas, F., Aguilar, R., Ashworth, L., Rosas-Guerrero, V. M., Sayago, R., Lobo, J. A., Herrerías-Diego, Y., & Sánchez-Montoya, G. (2011). Human Impacts on Pollination, Reproduction, and Breeding Systems in Tropical Forest Plants. En R. Dirzo, H. S. Young, H. A. Mooney, & G. Ceballos (Eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests: ecology and conservation* (pp. 173–194). Island Press.
- Quesada, M., Sanchez-Azofeifa, G. A., Alvarez-Añorve, M., Stoner, K. E., Avila-Cabadilla, L., Calvo-Alvarado, J., Castillo, A., Espírito-Santo, M. M., Fagundes, M., Fernandes, G. W., Gamon, J., Lopezaraiza-Mikel, M., Lawrence, D., Morellato, L. P. C., Powers, J. S., Neves, F. de S., Rosas-Guerrero, V., Sayago, R., & Sanchez-Montoya, G. (2009). Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. *Forest Ecology and Management*, 258(6), 1014–1024. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.06.023>
- ReFlora. (2019). *Flora de Brasil 2020*. <http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/PrincipalUC/PrincipalUC.do>
- República Bolivariana de Venezuela. (2016). *Presentación Nacional Voluntaria (PNV) ante el Foro Político de Alto Nivel sobre desarrollo sustentable (FPAN) de Naciones*

Unidas.

Richardson, D. M., Pysek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., & West, C. J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6, 93–107.

Rico-Cernohorska, A. (2009). *Informe Final Técnico y Financiero. Donaciones para la Digitalización de Datos Red Temática de Especies Invasoras.*

Rivera, C., & Wolff, M. (2007). *Digitonthophagus gazella* (Coleoptera: Scarabaeidae): Distribución en América y dos nuevos registros para Colombia. *Revista Colombiana de Entomología*, 33(2), 190–192.

Rodrigues, L. C. ., Silva, A. A. ., Silva, R. B. ., Oliveira, A. F. M. ., & Andrade, L. H. C. . (2013). Knowledge and use of the carnauba and mesquites communities in the backlands of Rio Grande do Norte, northeast Brazil [Conhecimento e uso da carnaúba e da algaroba em comunidades do sertão do Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil]. *Revista Arvore*, 37(3), 451–457.
<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-84883476027&partnerID=40&md5=542d2e1e7657fb60370d39fa378dca0b>

Rojas-Sandoval, J., Meléndez-Ackerman, E. J., & Anglés-Alcázar, D. (2016). Assessing the impact of grass invasion on the population dynamics of a threatened Caribbean dry forest cactus. *Biological Conservation*, 196, 156–164.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.015>

Romero-Duque, L. P., Jaramillo, V. J., & Pérez-Jiménez, A. (2007). Structure and diversity of secondary tropical dry forests in Mexico, differing in their prior land-use history. *Forest Ecology and Management*, 253, 38–47.

Sánchez-Azofeifa, A., Calvo-Alvarado, J., Espírito-Santo, M. M. do, Fernandes, G., Powers, J., & Quesada, M. (2013). Tropical Dry Forests in the Americas: The Tropical Dry Endeavor. En G. A. Sanchez-Azofeifa & J. Powers (Eds.), *Tropical Dry Forests in the Americas: Ecology, Conservation, and Management* (pp. 1–16). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b15417-2>

Sánchez-Azofeifa, G. A., & Portillo-Quintero, C. (2011). Extent and Drivers of Change of Neotropical Seasonally Dry Tropical Forests. En R. Dirzo, H. S. Young, H. A. Mooney, & G. Ceballos (Eds.), *Seasonally Dry Tropical Forests: ecology and conservation* (pp. 45–57). Island Press.

Sánchez-Azofeifa, G. A., Quesada, M., Rodríguez, J. P., Nassar, J. M., Stoner, K. E., Castillo, A., Garvin, T., Zent, E. L., Calvo-Alvarado, J. C., Kalacska, M. E. R., Fajardo, L., Gamon, J. A., & Cuevas-Reyes, P. (2005). Research Priorities for Neotropical Dry Forests. *Biotropica*, 37(4), 477–485. <https://doi.org/10.1046/j.0950-091x.2001.00153.x-i1>

Santos, E. M., Júnior, M. M., Silva-Cavalcanti, J. S., & Almeida, G. V. L. (2013). *PARQUE ESTADUAL MATA DA PIMENTEIRA : Riqueza Natural e Conservação da Caatinga*. EDUFRPE.

Santos, J. C., Leal, I. R., Almeida-Cortez, J. S., Fernandes, G. W., & Tabarelli, M. (2011). Caatinga: The scientific negligence experienced by a dry tropical forest. *Tropical Conservation Science*, 4(3), 276–286.
<https://doi.org/10.1177/194008291100400306>

Santos, J. P., & Diodato, M. A. (2016). *Análise da invasão de Prosopis juliflora (SW). D.C. na caatinga, município de Fernando Pedroza, Rio Grande do Norte*. 2(1), 1–9.

Santos, J. P., & Diodato, M. A. (2017). Histórico da implementação da algaroba no Rio Grande do Norte. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 37(90), 201–212.
<https://doi.org/10.4336/2017.pfb.37.90.859>

Santos, J. P. S., Diodato, M. A., Grigio, A. M., & Paranhos-Filho, A. C. (2019). Distribuição e análise dos processos de dispersão de árvores do gênero *Prosopis* nas áreas de proteção permanente da área urbana do município de Mossoró / RN. *GEOTemas*, 9(1), 161–181.

Santos, W. G. N., Fernandes, E. C., Souza, M. M., Guimarães, J. A., & Araujo, E. L. (2016). First record of Eucoilinae (Hymenoptera: Figitidae), parasitoids of African fig fly *Zaprionus indianus* Gupta (Diptera: Drosophilidae), in the Caatinga biome. *Semina: Ciências Agrárias, Londrina*, 37(5), 3055–3058.
<https://doi.org/10.5433/1679-0359.2016v37n5p3055>

Schuttler, E., & Karez, C. (2004). Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. En *Chemistry &*
79

<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/cbdv.200490137/abstract>

SEAM-Paraguay. (2016). *Contribuciones para mejorar la toma de decisiones en el sector ambiental. Documento técnico. Compilación.*

Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. (2014). *Perspectiva Mundial sobre la Diversidad Biológica 4.*

SEGEPLAN. (2017). *Examen Nacional Voluntario 2017, Guatemala. Agenda 2030 para el desarrollo sostenible.* <https://www.segeplan.gob.gt/nportal/index.php/biblioteca-documental/biblioteca-documentos/category/98-ods?download=670:examen-nacional-voluntario-2017-ar>

SENPLADES. (2018). *Examen Voluntario Nacional Ecuador 2018.* <https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/19627EcuadorVNRReportENVE2018.pdf>

Serrano-Sánchez, I. de J., Jiménez-Díaz, E. B., & Villatoro-Álvarez, V. A. (2010). *PARQUE NACIONAL CAÑÓN DEL SUMIDERO “ Programa de Control y Eliminación de Especies Introducidas en el Parque Nacional Cañón del Sumidero ”* COORDINACIÓN Biol . Irma d.

Silva, R. A. da, Santos, A. M. M., & Tabarelli, M. (2003). Riqueza e diversidade de plantas lenhosas em cinco unidades de paisagem da Caatinga. En Inara Roberta Leal, M. Tabarelli, & J. M. C. da Silva (Eds.), *Ecologia e Conservação da Caatinga* (pp. 337–

366).

SNIEEI. (2020). *Sistema Nacional de Información Sobre Especies Exóticas Invasoras*.

<http://www.inbiar.uns.edu.ar/>

Souza, T. A. F., Andrade, L. A., Freitas, H., & Sandim, A. S. (2018). Biological Invasion Influences the Outcome of Plant-Soil Feedback in the Invasive Plant Species from the Brazilian Semi-arid. *Microbial Ecology*, 76, 102–112. <https://doi.org/10.1007/s00248-017-0999-6>

Speziale, K. L., Lambertucci, S. A., Carrete, M., & Tella, J. L. (2012). Dealing with non-native species : What makes the difference in South America ? *Biological Invasions*, 14, 1609–1621. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-0162-0>

Sunderland, T., Apgaua, D., Baldauf, C., Blackie, R., Colfer, C., Cunningham, A. B., Dexter, K., Djoudi, H., Gautier, D., Gumbo, D., Ickowitz, A., Kassa, H., Parthasarathy, N., Pennington, R. T., Paumgarten, F., Pulla, S., Sola, P., Tng, D., Waeber, P., & Wilmé, L. (2015). Global dry forests: a prologue. *International Forestry Review*, 17(S2), 1–9. <https://doi.org/10.1505/146554815815834813>

USDA. (s/f). *Plant Database* - USDA. Plant Database. <https://plants.sc.egov.usda.gov/java/>

Vasconcelos, S. D., & Salgado, R. L. (2014). First Record of Six Calliphoridae (Diptera) Species in a Seasonally Dry Tropical Forest in Brazil: Evidence for the Establishment

of Invasive Species. *Florida Entomologist*, 97(2), 814–816.

Veldman, J. W., Mostacedo, B., Peña-Claros, M., & Putz, F. E. (2009). Selective logging and fire as drivers of alien grass invasion in a Bolivian tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*, 258, 1643–1649.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.07.024>

Veldman, Joseph W., & Putz, F. E. (2010). Long-distance dispersal of invasive grasses by logging vehicles in a tropical dry forest. *Biotropica*, 42(6), 697–703.
<https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00647.x>

Vibrans (ed.), H. (2009). *Malezas de México*. Malezas de México.

Williamson, M., & Fitter, A. (1996). The varying success of invaders. *Ecology*, 77(6), 1661–1666.

Wolfe, B. T., & Van Bloem, S. J. (2012). Subtropical dry forest regeneration in grass-invaded areas of Puerto Rico: Understanding why *Leucaena leucocephala* dominates and native species fail. *Forest Ecology and Management*, 267, 253–261.

Wright, S. J. (2005). Tropical forests in a changing environment. *Trends in Ecology and Evolution*, 20(10), 553–560. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.07.009>

Zenni, R. D., Dechoum, M. S., & Ziller, S. R. (2016). Dez anos do informe brasileiro sobre espécies exóticas invasoras: avanços, lacunas e direções futuras. *Biotemas*, 29(1), 133–153.

Anexo 1. Plantas exóticas invasoras en BSCN

Tabla A1.1 Plantas invasoras de los bosques secos caducifolios neotropicales.

		Origen	México	Antillas	Centroamérica	Ecuatorial	Caatinga	Del sur
Acanthaceae	<i>Thunbergia alata</i> Bojer ex Sims	Af			RInv			
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L.	As					Inv	
Apiaceae	<i>Petroselinum crispum</i> (Mill.) Fuss	Med			RInv			
Apocynaceae	<i>Asclepias gigantea</i> L.	As					Inv	
	<i>Calotropis procera</i> (Aiton) W.T. Aiton	Af As	Inv		RInv	Inv	Inv	Inv
	<i>Cryptostegia grandiflora</i> R. Br.	Af Mad In					Inv	
	<i>Cryptostegia madagascariensis</i> Bojer ex Decne.	Af Mad					Inv	
Arecaceae	<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	Af			RInv			
Asparagaceae	<i>Furcraea foetida</i> (L.) Haw.	CAM					Inv	
Bignoniaceae	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	Mex EUA					Inv	
Cactaceae	<i>Opuntia ficus-indica</i> (L.) Mill.*	Mex					Inv	Inv
Combretaceae	<i>Terminalia catappa</i> L.	As Aus					Inv	
Crassulaceae	<i>Bryophyllum pinnatum</i> (Lam.) Oken	In Mad	Inv					
	<i>Kalanchoe blossfeldiana</i> Poelln.	Mad	RInv	RInv	Inv	Inv		

**Dentro de la lista de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. *Una especie del mismo género se encuentra en la lista de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. Negritas = Consideradas de mayor impacto al ecosistema. Origen, Af = África, As = Asia, Mex = México, CAM = Centroamérica, Mad = Madagascar, Aus = Australia, In = India. Estatus de invasión, Inv = Invasora, RInv = Presencia de la especie con riesgo de invasión, NInv = Nativa de la región, pero invasora en algunos sitios (por ejemplo, en islas).

Tabla A1.1 (continuación) Plantas invasoras de los bosques secos caducifolios neotropicales.

		Origen	México	Antillas	Centroamérica	Ecuatorial	Caatinga	Del sur
Cucurbitaceae	<i>Momordica charantia</i> L.	Af As Aus					Inv	
Cyperaceae	<i>Cyperus rotundus</i> L.	In Af As Eu Aus					Inv	
Euphorbiaceae	<i>Aleurites moluccanus</i> (L.) Willd.	Aus As					Inv	
	<i>Ricinus communis</i> L.	Af			NInv		Inv	
Fabaceae	<i>Acacia dealbata</i> Link	Aus			RInv			
	<i>Acacia decurrens</i> Willd.	Aus			RInv			
	<i>Acacia longifolia</i> (Andrews) Willd.	Aus					Inv	
	<i>Acacia mearnsii</i> De Wild.**	Aus					Inv	
	<i>Acacia melanoxylon</i> R. Br.	Aus			RInv			
	<i>Albizia lebbek</i> (L.) Benth.	As In					Inv	
	<i>Caesalpinia pulcherrima</i> (L.) Sw.	Mex CAM	Inv					
	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit**	Mex CAM	NInv	Inv	RInv	Inv	Inv	Inv
	<i>Mimosa arenosa</i> (Willd.) Poir.*	Mex CAM	NInv					
	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	Mex NAm	NInv					Inv
<i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC.*	Mex NAm						Inv	

**Dentro de la lista de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. *Una especie del mismo género se encuentra en la lista de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. Negritas = Consideradas de mayor impacto al ecosistema. Origen, Af = África, As = Asia, Mex = México, CAM = Centroamérica, Mad = Madagascar, Aus = Australia, In = India. Estatus de invasión, Inv = Invasora, RInv = Presencia de la especie con riesgo de invasión, NInv = Nativa de la región, pero invasora en algunos sitios (por ejemplo, en islas).

Tabla A1.1 (continuación) Plantas invasoras de los bosques secos caducifolios neotropicales.

		Origen	México	Antillas	Centroamérica	Ecuatorial	Caatinga	Del sur
Fabaceae (continuación)	<i>Senna siamea</i> (Lam.) H.S. Irwin & Barneby	As					Inv	
	<i>Sesbania virgata</i> (Cav.) Poir.	SAm					Inv	
	<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	Mex			RInv			
	<i>Gliricidia sepium</i> (blueeJacq.) Kunth ex Walp.	Mex CAm		Inv				
Lamiaceae	<i>Leonotis nepetifolia</i> (L.) R. Br.	Af	Inv					
Meliaceae	<i>Azadirachta indica</i> A. Juss.	In As		Inv	Inv	RInv	Inv	Inv
Moraceae	<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	As			Inv		Inv	
Musaceae	<i>Musa ornata</i> Roxb.	As In					Inv	
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.*	NAm CAm SAm	Inv					
Nephrolepidaceae	<i>Nephrolepis cordifolia</i> (L.) C. Presl	As			RInv			
Poaceae	<i>Andropogon gayanus</i> Kunth	Af					Inv	
	<i>Arundo donax</i> L.**	As	Inv					
	<i>Bambusa vulgaris</i> Schrad. ex J.C. Wendl.	As			RInv			
	<i>Brachiaria brizantha</i> (A.Rich.) Stapf	Af			RInv			Inv
	<i>Brachiaria decumbens</i> Stapf	Af			RInv			

**Dentro de la lista de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. *Una especie del mismo género se encuentra en la lista de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. Negritas = Consideradas de mayor impacto al ecosistema. Origen, Af = África, As = Asia, Mex = México, CAm = Centroamérica, Mad = Madagascar, Aus = Australia, In = India. Estatus de invasión, Inv = Invasora, RInv = Presencia de la especie con riesgo de invasión, NInv = Nativa de la región, pero invasora en algunos sitios (por ejemplo, en islas).

Tabla A1.1 (continuación) Plantas invasoras de los bosques secos caducifolios neotropicales.

		Origen	México	Antillas	Centroamérica	Ecuatorial	Caatinga	Del sur
Poaceae (continuación)	<i>Cenchrus ciliaris</i> L.	Af In Mad Eu	Inv				Inv	
	<i>Chloris gayana</i> Kunth	Af	Inv					
	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Af Eu			RInv		Inv	
	<i>Cynodon nlemfuensis</i> Vanderyst	Af						Inv
	<i>Echinochloa colona</i> (L.) Link	In	Inv					
	<i>Cenchrus granularis</i> L.	As	Inv					
	<i>Hyparrhenia rufa</i> (Nees) Stapf	Af	Inv	Inv	Inv	Inv	Inv	
	<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv.	Af	Inv		Inv		Inv	
	<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	Af As	Inv				Inv	
	<i>Panicum maximum</i> Jacq.	Af As	Inv	Inv	Inv	Inv	Inv	Inv
	<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach.	Af	Inv	Inv	RInv	Inv	Inv	Inv
	<i>Rottboellia cochinchinensis</i> (Lour.) Clayton	As	Inv		NInv			Inv
	<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers.	Af As Med	Inv					Inv
Solanaceae	<i>Nicotiana glauca</i> Graham	SAm					Inv	
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i> L.**	CAm SAm					Inv	
Zingiberaceae	<i>Hedychium coronarium</i> J. Koenig*	As			RInv			

**Dentro de la lista de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. *Una especie del mismo género se encuentra en la lista de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. Negritas = Consideradas de mayor impacto al ecosistema. Origen, Af = África, As = Asia, Mex = México, CAm = Centroamérica, Mad = Madagascar, Aus = Australia, In = India. Estatus de invasión, Inv = Invasora, RInv = Presencia de la especie con riesgo de invasión, NInv = Nativa de la región, pero invasora en algunos sitios (por ejemplo, en islas).

Esta tabla fue elaborada con datos publicados en fuentes oficiales, artículos científicos y bases de datos nacionales e internacionales: Almeida et al., 2015; Andresen, 2008; Bezerra et al., 2014; Both, 2012; Brandeis et al., 2012; Cabi, 2020; Camacho-Cervantes & Schondube, 2018; Cavalcante & Major, 2006; CDC-Ecuador, 2008; Cervera & Parra-Tabla, 2009; Fabricante, 2013; Fabricante et al., 2015; Ferreira, 2016; Fragoso & Rojas, 2016; Giovanelli et al., 2008; Guevara-Hernández, 2017; Herrera et al., 2016; Instituto Hórus, 2020; Johnson & Wedin, 1997; Leão et al., 2011; MacGregor-Fors et al., 2009; March-Mifsut & Martínez-Jiménez, 2007; Meave et al., 2012; Medeiros et al., 2018; Oliveira & Vasconcelos, 2019; Osorio-Beristain et al., 1997; Ossa-Lacayo et al., 2007; PEEIC, 2015; Pichorim et al., 2016; Pizano & García, 2014; Pôrto et al., 2004; ReFlora, 2019; Rivera & Wolff, 2007; Rojas-Sandoval et al., 2016; Romero-Duque et al., 2007; Santos et al., 2013; Santos et al., 2016; Schuttler & Karez, 2004; Serrano-Sánchez et al., 2010; USDA, s/f; Vasconcelos & Salgado, 2014; Veldman et al., 2009; Veldman & Putz, 2010; Vibrans (ed.), 2009; Wolfe & Van Bloem, 2012.

Anexo 2. Animales exóticos invasores en BSCN

La lista de animales exóticos invasores de los BSCN es mucho menor, esto debido principalmente a la falta de información. Existe registro de al menos 35 especies de animales exóticos, pero sólo de ocho se confirmó su estatus como invasor. Es interesante mencionar que de las ocho especies exóticas invasoras reportadas, cuatro son nativas del continente americano.

Varias de las especies exóticas no invasoras son especies que se encuentran distribuidas por todo el continente y relacionadas a los humanos. Especies con fines productivos (*Bos spp.*, *Capra spp.*, *Equus spp.*, *Ovis aries*, *Pavo cristatus*), animales de compañía (*Canis familiaris*, *Felis catus*). Aunque el gato si puede ser una especie invasora con alto potencial destructivo, principalmente en islas). Y existen otras especies que no pueden atribuirse al bosque seco caducifolio (*Columba livia*, *Passer domesticus*, *Aedes aegypti*, *Aedes albopictus*, *Apis mellifera*, *Mus musculus*, *Rattus norvegicus*, *Rattus rattus*).

Las tres especies que se encuentran en dos fitoregiones son también las tres especies que se encuentran dentro de la lista de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. La primera es *Lithobates catesbeianus*, una rana que fue introducida a América como mascota y con fines de aprovechamiento. Sin embargo, una vez liberada al medio silvestre proliferó y se dispersó, actualmente se encuentra distribuida en todo el mundo. Sus principales impactos son la amenaza a la fauna nativa (tortugas, aves y otras

ranas). Son mejores compitiendo por lo que desplazan a fauna nativa, además de transmitir patógenos a especies ranas nativas (Cabi, 2020).

Tabla A2.0 Animales invasores de los bosques secos caducifolios neotropicales.

Clase	Orden	Familia	Nombre científico	Origen	México	Antillas	Centroamérica	Ecuatorial	Caatinga	Del sur
Amphibia	Anura	Eleuthero-	<i>Eleutherodactylus</i>	Am			Inv			
		dactylidae	<i>johnstonei*</i>							
		Ranidae	<i>Lithobates</i>	NAm			Inv		Inv	
			<i>catesbeianus**</i>							
Aves	Passeriformes	Icteridae	<i>Quiscalus</i>	Mex	Inv					
			<i>mexicanus</i>							
	Columbiformes	Columbidae	<i>Streptopelia</i>	Eu	Inv					
			<i>decaocto</i>	As						
Gasteropoda	Pulmonata	Achatinidae	<i>Achatina fulica**</i>	Af			Inv	Inv		
Insecta	Coleoptero	Scarabaeidae	<i>Digitonthophagus</i>	In Af	Inv					
			<i>gazella</i>							
				<i>Euoniticellus</i>	Af	Inv				
			<i>intermedius</i>							
	Hymenoptera	Formicidae	<i>Wasmannia</i>	Am	Ninv		Ninv	Ninv		
			<i>auropunctata**</i>							

**Dentro de la lista de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. *Una especie del mismo género se encuentra en la lista de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo. Origen, Af = África, As = Asia, Mex = México, In = India, Am = America, NAm = Norteamérica. Estatus de invasión, Inv = Invasora, RInv = Presencia de la especie con riesgo de invasión, NInv = Nativa de la región, pero invasora en algunos sitios (por ejemplo, en islas).

El caracol gigante africano (*Achatina fulica*) se comercializó e introdujo a todo el mundo como mascota y como alimento para humanos, peces y ganado. Existe polémica respecto a sus impactos, se afirma que es una plaga voraz de frutas y verduras por lo que causa un alto impacto económico, sin embargo, algunos especialistas mencionan que sus impactos se han exagerado (Cabi, 2020).

Wasmannia auropunctata es una especie de hormiga nativa de América. Sin embargo, dentro de este mismo continente tienen comportamiento invasor, desplazando a otras especies nativas. En las islas Galápagos (donde sí es exótica), se ha documentado que devora a las crías de las tortugas y ataca los ojos de los adultos. Además, su presencia provoca una disminución en la riqueza de especies de invertebrados, principalmente arácnidos y otras hormigas (Cabi, 2020).

Anexo 3 Información por país

Argentina

La elaboración e implementación de Estrategia Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras (ENEEI) está a cargo de El Sistema Nacional de Información sobre Especies Exóticas Invasoras (SNIEEI, 2020) que depende del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Como parte de la estrategia, se elabora un listado de EEI que ya suma más de 700 registros. La elaboración de la ENEEI está financiada por el Proyecto FAO GCP/ARG/023/GFF “Fortalecimiento de la gobernabilidad para la protección de la biodiversidad a través de la formulación e implementación de la Estrategia Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras (ENEEI)”.

Evaluación Aichi. A pesar de que se han tomado acciones para alcanzar la meta (Gobierno de Argentina, 2015), la meta no logrará alcanzarse en los plazos establecidos.

Los indicadores utilizados por el Gobierno Argentino para evaluar la meta 15.8, del ODS 15, son: 1) “Número de actores capacitados y fortalecidos para la gestión, el control, erradicación y monitoreo de las Especies Exóticas Invasoras por año a nivel nacional y provincial” y “N° de talleres anuales y N° de instituciones involucradas para la elaboración de la Estrategia Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras (ENEEI) en todo el territorio nacional”, sin embargo en su informe Voluntario para 2017 menciona que para esta meta “existe una metodología establecida pero los datos no son fáciles de obtener” (Gobierno de Argentina, 2017b). De acuerdo con el Informe de País de los ODS, el gobierno

argentino disminuyó para 2018 el presupuesto destinado a la meta 15.8, gasto para 2016 fue de 7.9 millones de pesos argentinos, para el año 2017 fue de 13.2 millones y para el 2018 fue de solo 0.3 millones, es decir, una reducción de casi 98% respecto al año anterior (Gobierno de Argentina, 2018).

Existe un gran número de leyes argentinas tanto nacionales como provinciales que están relacionadas con las EEI (Gobierno de Argentina, 2017c). Algunas de ellas abordan el tema de manera superficial apenas sugiriendo que se refieren a EEI, pero algunas otras sí lo mencionan de manera explícita. También existe una estrategia de comunicación y concientización sobre las EEI que busca el involucramiento de la sociedad en la lucha contra las especies invasoras, además de considerar el papel de los medios de comunicación y la veracidad de la información como parte de la estrategia de comunicación (Gobierno de Argentina, 2017a). Sin embargo, aún existen muchas lagunas tanto en legislación como en organismos de aplicación relacionados a EEI (Lizarralde, 2016).

Bolivia

Bolivia no cuenta con una estrategia nacional sobre especies exóticas invasoras. En 2008, el país tuvo financiamiento de IABIN-I3N para crear una base de datos nacional de EEI que quedaría a cargo del Instituto de Ecología, Universidad Mayor de San Andrés (UMSA). Sin embargo, el único resultado fue un reporte final al que no se le ha dado seguimiento desde entonces (véase Rico-Cernohorska, 2009).

En su evaluación de la meta 9 de Aichi, en el 5to reporte de país (en 2009) Bolivia había registrado 57 especies. Sin embargo, las únicas que contaban con estudios eran las relacionadas con transmisión de enfermedades y que representan un riesgo para la salud humana (Gobierno de Bolivia, 2015). Por lo que la meta no se logrará en el plazo dado.

Bolivia tampoco cuenta con un informe voluntario sobre el progreso de los ODS. Y en los informes internacionales no se considera la meta 15.8, por lo que no es posible obtener esta información.

En su Estrategia de Biodiversidad, establecen como meta el diseño de instrumentos y protocolos para el manejo, monitoreo y prevención de EEI (Ministerio de Medio Ambiente y Agua, 2018). Sin embargo, aún no cuentan con ningún instrumento específico para las EEI.

Brasil

Brasil publicó su primera Estrategia Nacional para Especies Exóticas Invasoras (ENEEI) en 2009 parte de la resolución CONABIO N° 05. Una nueva Estrategia fue publicada como anexo de la resolución CONABIO N° 7 del 29 de mayo de 2018, la cual tendrá una validez de 12 años. Su elaboración quedó a cargo de la Comisión Nacional de Biodiversidad (CONABIO^{Br}), organismo del Ministerio de Medio Ambiente (MME). Sus principales componentes son la legislación, detección, erradicación, investigación, capacitación técnica, educación y comunicación. El país cuenta con una base de datos nacional a cargo del Instituto Horus la cual cuenta con más de 450 especies reportadas, financiada

principalmente por IABIN-I3N. La ENEEI cuenta con planes de ejecución claros y específicos, así como objetivos específicos para cada uno de sus componentes, entre los que se incluye la cooperación internacional.

De acuerdo con el 5to reporte nacional para la convención de diversidad biológica, Brasil reconoce que ha avanzado en la identificación de EEI y sus rutas de ingreso, sin embargo, es necesario aumentar los esfuerzos para tener un marco legal efectivo (Gobierno de Brasil, 2016).

El país cuenta con un informe voluntario, sin embargo, el ODS15 no se desarrolla. En su página oficial (<https://indicadoresods.ibge.gov.br/relatorio/sintese>) solo menciona que la meta 15.8 se encuentra en análisis. Por lo que el país aún no cuenta con una evaluación.

En su revisión, Zenni, Dechoum y Ziller (2016) encontraron 65 instrumentos legales referentes a EEI en ambientes naturales. de las cuales, poco más de 80% entraron en vigor después de 2005, por lo que muchas son bastante recientes. Cabe resaltar que no se ha publicado ninguna ley que aborde específicamente a las EEI. A pesar de que el país cuenta con varios instrumentos en materia de EEI, estos se encuentran descoordinados y desvinculados, por lo que su implementación es complicada (A. E. da S. Oliveira & Machado, 2009).

Colombia

El país no cuenta con una Estrategia Nacional sobre EEI. En 2011, se publica el “Plan Nacional para la Prevención, el Control y Manejo de las Especies Introducidas,

Trasplantadas e Invasoras: Diagnóstico y listado preliminar de especies introducidas, trasplantadas e invasoras en Colombia”, sin embargo, no está disponible en línea para su consulta (Prensa Instituto Humboldt, 2018). Existen listas oficiales EEI priorizadas de acuerdo con un análisis de riesgo (Baptiste et al., 2010; Cárdenas-López et al., 2017; Gobierno de Colombia, 2010), también fue creada una base de datos con apoyo de Aibin-I3N y el Instituto Humboldt, sin embargo, ya no está disponible.

De acuerdo con su 5to Informe Nacional, el país se evalúa con un logro medio en la meta 9 de Aichi. Pues, a pesar de reconocer a las EEI como una causa de pérdida global de biodiversidad, existen lagunas de información para más de 70% de ellas. El país cuenta con el listado y la priorización de las EEI, pero la implementación de la legislación es complicada, debido a la poca coordinación entre instituciones gubernamentales, en especial para las EEI de interés económico. La falta de recursos también ha limitado el cumplimiento de la meta (MADS, 2014). En el Plan de Acción de la Estrategia Nacional para la Conservación de Plantas de Colombia, se establecen acciones nacionales para cumplir con la meta de Aichi. También se establecen los actores responsables de cada acción y el plazo para cumplirla (2025 o 2030). Por lo que su cumplimiento no se realizará en 2020, fecha establecida por las metas de Aichi (Castellanos-Castro et al., 2017).

En su informe nacional voluntario del 2018, Colombia no menciona la meta 15.8, y el énfasis del ODS 15 lo coloca solo en el porcentaje de territorio nacional protegido (Gobierno de Colombia, 2018). En el reporte realizado por el PNUD para Colombia, en la sección de invasión biológica solo habla de las especies amenazadas o en peligro de

extinción (véase PNUD, 2018). Por lo que, no existe una evaluación del avance del país en el cumplimiento de esta meta.

Existen diversos instrumentos para la gestión de las EEI (Cárdenas-López et al., 2017); sin embargo, no se encuentran dentro de un marco común e integral a nivel nacional. La mayoría de los esfuerzos de gestión e investigación se han concentrado en pocas EEI, que se ha reflejado en un gran vacío legal y científico en el resto de las especies.

En 2015, a través del Decreto 1780, se establece que “las especies declaradas como domesticadas no se considerarán especies invasoras”. Lo que abre la puerta a que muchas especies pasen a ser catalogadas aun si se reconoce su capacidad invasora y el riesgo a la biodiversidad, salud, producción o economía. Lo cual podría aplicarse principalmente a especies de peces (Cárdenas-López et al., 2017).

Costa Rica

Costa Rica no cuenta con una ENEEI. En 2016 se creó la Comisión Nacional de Especies Invasoras, y una de sus funciones será la elaboración de una lista de EEI para 2020. Sin embargo, ya se han identificado algunas de las EEI que requieren acción urgente.

En su VI Informe Nacional (MINAE – SINAC – CONAGEBIO – FONAFIFO, 2018), Costa Rica declara que el progreso realizado para la meta 9 de Aichi es insuficiente, al tener un avance de poco más de 10% en el cumplimiento de la meta.

Costa Rica no aborda el ODS 15 en su primer informe nacional voluntario, por lo que no es posible conocer su avance para la meta 15.8 (Costa Rica MIDEPLAN, 2017).

Instrumentos centrados en algunas especies, por ejemplo, la “Estrategia Nacional para el Control del Pez León Invasor en Costa Rica”. O una estrategia solo para el Parque Nacional Isla del Coco. La información sobre EEI tiene un avance solo en este parque. Dentro de su Estrategia Nacional de Biodiversidad, Costa Rica establece para el 2025 la meta de caracterizar y priorizar las EEI.

Cuba

El país cuenta con su ENEEI llamada “Programa Nacional para prevenir, manejar y controlar las especies exóticas invasoras en la República de Cuba (2012 – 2020)”. En él, se establecen las directrices y normativas en materia de EEI. En el documento se encuentra una lista de EEI y se identifican las especies que requieren mayor atención de acuerdo con los impactos que causan. Se cuenta con un plan de acción claro, con metas específicas. Y se incluyen guías para los diferentes sectores e, incluso, un código de ética para el manejo de las EEI.

De acuerdo con el V Informe Nacional (Gobierno de la República de Cuba, 2014), el avance en la meta 9 de Aichi es alto. Pues se han identificado las EEI dentro del país y se han detectado aquellas que representan una mayor amenaza. También cuentan con un sistema de detección temprana, evaluación de riesgos y respuesta rápida que opera con vigilancia y monitoreo tanto en zonas marinas como terrestres.

En el Informe Nacional Voluntario (Gobierno de la República de Cuba, 2019), Cuba no se asigna una evaluación en el cumplimiento de los objetivos ni de las metas específicas. Simplemente resume la información de los avances que ha tenido en cada uno de los objetivos. Sin embargo, por todo el avance que ha realizado hasta la fecha, es uno de los países considerados en este estudio con más posibilidades de cumplir las metas para el 2030.

Existe una gran cantidad de instrumentos legislativos que rigen la prevención y manejo de EEI en Cuba. Se encuentran enlistadas en el anexo 3 de su ENEEI. Las leyes abarcan diferentes sectores relacionados por las EEI, ahora se está trabajando para una buena coordinación y sinergia entre estos instrumentos. Por lo que la ENEEI ayuda a crear una legislación coordinada e integral.

Ecuador

Ecuador separa sus estrategias de manejo de especies invasoras en dos, la primera para Ecuador continental y la segunda para Ecuador insular. Para Ecuador continental, en 2019, se publicó el “Plan de acción decenal para la prevención, manejo y control de las especies exóticas en Ecuador continental” (MAE, 2019). En este plan se establecen las principales líneas de acción y se propone un Plan de acción que fue validado por el Ministerio de Medio Ambiente (MAE). Además, cuenta con una propuesta de normativa técnica para la gestión de los animales ferales dentro de las áreas protegidas.

Para la región insular se cuenta con la Agencia de Regulación y Control de la Bioseguridad y Cuarentena para Galápagos (ABG) la cual se encarga de la gestión de especies exóticas. En 2012, se creó el proyecto Especies Marinas Invasoras, donde se trabajaba en el manejo y prevención de EEI en la Reserva Marina de Galápagos. Además, se cuenta con el Fondo para el Control de Especies Invasoras de Galápagos, el cual reúne donaciones que se destinan exclusivamente para el manejo de EEI dentro del Parque Nacional Galápagos (INABIO, 2019).

En 2008, Ecuador publica una lista oficial de EEI en el Informe de un proyecto financiado por la IABIN-I3N para la digitalización de datos de especies invasoras, también se publicó una base de datos colaborativa que ya no se encuentra disponible (CDC-Ecuador, 2008). Otra lista oficial de EEI se anexa al Cuarto Informe Nacional para el Convenio de la Diversidad Biológica (Ministerio del Ambiente de Ecuador, 2010). Para la región insular también se cuenta con un Atlas que sistematiza las especies nativas y las Invasoras (Fundación Charles Darwin (FCD) y WWF-Ecuador, 2018).

En el 6to Informe, el país califica de insuficientes los esfuerzos que ha realizado para alcanzar la meta 9. Ecuador no logrará alcanzar la meta para el 2020 debido a la falta de planes específicos de prevención y sigue en proceso la socialización de su plan de acción. Además, califica de reactivas sus acciones que se implementan, reconociendo la necesidad de más acciones preventivas (Gobierno de Ecuador, 2018).

El país no cuenta con una evaluación de la meta 15.8 de los ODS. A pesar de que el ODS 15 se aborde dentro de su primer informe voluntario, su análisis se reduce a la

superficie protegida o reforestada y el aumento en la deforestación; ni siquiera se considera a las EEI dentro de las amenazas de la para la biodiversidad (ODS Territorio Ecuador, 2018; SENPLADES, 2018).

Guatemala

El gobierno reporta la existencia de mandatos que obligan al estado a crear la normativa en materia de EEI; sin embargo, no han sido cumplidos. Su normativa es escasa; por lo que, no existe una ENEEI, pero se está trabajando en un reglamento con la finalidad de, poder crear un plan de acción. Atribuyendo a la CONAP como la máxima autoridad en cuestiones de biodiversidad y encargada del reglamento (CONAP, 2011).

Se ha publicado una lista oficial con más de 1422 especies exóticas en el país. Las acciones de manejo se priorizarán en 147 especies identificadas dentro de “la lista negra” al considerarse de alto riesgo (CONAP, 2011, 2014).

No es posible determinar el avance en la meta con la información publicada en su V Informe Nacional (CONAP, 2014). Sin embargo, de acuerdo con la herramienta de evaluación en línea de la CBD, no existe un progreso significativo en el cumplimiento de la meta (CBD, 2020).

El objetivo 15 no se consideró dentro del primer Informe voluntario, por lo cual la información sobre la meta 15.8 no está disponible (SEGEPLAN, 2017).

Se promueve la introducción de ciertas especies con un alto potencial económico, pero que representan un gran riesgo para los ecosistemas, por ejemplo, la palma de aceite africana, tilapia y *blue gill* (CONAP, 2014).

Haití

El país no cuenta con una ENEEI, ni con una lista oficial de EEI, sin embargo, es posible acceder a un listado dentro de bases de datos internacionales como la GISD (<http://www.iucngisd.org/gisd/>).

En su V Informe Nacional (MDE, 2016), Haití califica de tenue el progreso que han realizado para alcanzar la meta 9. Sólo pocas acciones que no se encuentran integradas dentro de una política nacional contra las EEI. Muy pocas acciones para la erradicación de las EEI en un área natural protegida. Las vías de introducción se han identificado, pero no priorizado. Y todavía existen muchas políticas públicas que promueven la introducción de especies invasoras con fines económicos o para reforestación.

El país no cuenta con una evaluación para la meta 15.8, de hecho, ni siquiera ha presenta un informe voluntario de evaluación de su avance en los ODS de la Agenda 2030.

Honduras

De acuerdo con su V Informe Nacional, Honduras ha identificado las EEI prioritarias y sus vías de ingreso (MiAmbiente+, 2014). Pero no se cuenta información de su distribución ni de los impactos que están causando (DiBio, 2017). Tampoco cuenta con

una ENEEI ni con una lista exhaustiva de las EEI. Por lo que su avance es insuficiente para alcanzar las metas en tiempo.

Respecto al avance en los ODS, el país tienen una evaluación voluntaria muy simple en la que no se aborda el ODS 15 ni para la meta 15.8 (Gobierno de Honduras, 2017). Por lo que no se cuenta con información disponible para su evaluación.

Existen políticas públicas que promueven el uso de especies exóticas con potencial invasor para la acuicultura (DiBio, 2017).

Jamaica

Jamaica cuenta con una ENEEI publicada en 2013 a cargo de la Agencia Nacional de Medio Ambiente y Planeación (NEPA por sus siglas en inglés). Se elaboró una lista y priorización de EEI con el apoyo de IABIN-I3N. También cuenta con un programa público que involucra a las comunidades en la erradicación de las EEI. Desde 2001, se estableció un grupo nacional de trabajo y se están desarrollando planes de erradicación para las especies con mayor impacto (NEPA, 2013).

De acuerdo con V informe nacional (NEPA, 2015), Jamaica ha realizado progresos importantes en la gestión y manejo de las EEI. Ya ha realizado con éxito la erradicación de algunas especies en los principales ecosistemas. Por lo que califica que cumplirá con la meta.

En su informe nacional voluntario, Jamaica aborda el ODS 15 hablando más sobre los avances en cubierta foresta. Sólo menciona sus esfuerzos de control y erradicación de las EEI como depredadores de especies en peligro de extinción, sin embargo, no evalúa su avance en el cumplimiento de la meta 15.8 (PIOJ, 2018).

Su legislación está desarticulada, no cuenta con una ley específica para EEI ni para bioseguridad, por lo que el marco jurídico en materia de EEI se encuentra en múltiples leyes y autoridades, lo que complica su legislación. El mismo país reconoce la urgencia de crear una estructura política y legal en materia de EEI (NEPA, 2013).

México

Desde 2010, México cuenta con ENEEI, su publicación fue realizada a cargo de la CONABIO^{MX}, también se cuenta con un Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. El Sistema de Información sobre Especies Invasoras cuenta con más de 2000 registros. Desde el 2014 se cuenta con el financiamiento del Global Environmental Facility (GEF) para realizar el proyecto “Aumentar las capacidades nacionales para el manejo de las especies exóticas invasoras (EEI) a través de la implementación de la estrategia nacional sobre EEI” (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010).

En su VI Informe Nacional, México se evalúa como capaz de alcanzar la meta 8 de Aichi. En su V Informe Nacional, había obtenido una evaluación negativa, sin embargo, detectó los retos que tenía y trabajó sobre ellos; por lo cual, ahora, la tendencia es positiva.

México ha realizado grandes avances en materia de EEI, en especial en su identificación, la producción y sistematización de la información (CONABIO, 2018).

En su Informe Nacional Voluntario, México aborda de manera general el ODS 15. Menciona la superficie con estatus de protección, el pago por servicios ambientales y el manejo forestal sustentable. Sin embargo, no menciona nada sobre EEI, y la meta 15.8 no está evaluada (Gobierno de la República, 2018).

Nicaragua

Nicaragua no cuenta con una ENEEI. En su Estrategia Nacional de Biodiversidad reconocen la urgencia de tomar medidas contra especies invasoras, sin embargo, no se establecen los lineamientos para dichas medidas. También se incluye una pequeña lista de especies exóticas, y sus impactos, sin embargo, no se aclara si es una priorización o sólo algunos ejemplos (MARENA, 2015).

En su V Informe Nacional, Nicaragua no clarifica el avance que tiene por cada meta. Se mencionan a las EEI como una amenaza que está disminuyendo y que tiene bajo impacto (MARENA, 2014). Tampoco existe información disponible en la herramienta de evaluación en línea de la Convención de Diversidad Biológica (CBD, 2020).

El país tampoco cuenta con un Informe Nacional Voluntario sobre los ODS, por lo que su evaluación en el ODS 15 y la meta ODS 15.8 no están disponibles.

Panamá

Panamá no cuenta con una ENEEI. Cuenta algunas estrategias de control para especies específicas, principalmente acuáticas, con énfasis en aquellas que potencialmente podrían atravesar el canal. Sin embargo, reconocen que no cuentan con los recursos humanos y económicos para abordar la problemática de una manera efectiva. Además de que el sistema legal dificulta la gestión por toda la burocracia necesaria (Gobierno de Panamá, 2018).

Hasta su VI Informe Nacional, Panamá menciona que está realizando progreso, pero no podrán alcanzar la meta. Sin embargo, menciona que todos los indicadores de la meta 9 serán incluidos en su Estrategia y Plan nacional de acción de Biodiversidad, aprobado en diciembre de 2018. Sus esfuerzos se han concentrado en especies marinas (con énfasis en el pez león *Pterois spp.*) (Gobierno de Panamá, 2018).

En su Informe Nacional Voluntario, Panamá no aborda el ODS 15, por lo que no se cuenta con la información disponible para evaluar la meta 15.8.

Paraguay

El país cuenta con un ENEEI, la cual es parte de la Estrategia Nacional y Plan de Acción para la Conservación de la Diversidad Biológica. Se cuenta con una lista preliminar de EEI donde prioriza las EEI que necesitan mayor atención, pero aún no está declarada como Lista Oficial (SEAM-Paraguay, 2016).

En su VI Informe Nacional del CBD, el país cuenta con importantes avances en materia de EEI. Se ha implementado la detección temprana de una especie que fue efectivamente erradicada. Cuenta con una estrategia para el control y erradicación (MADES - DGPCB, 2019), sin embargo, no se asigna una evaluación a sí mismo, por lo que el CBD lo clasifica como un país con avances pero a un ritmo insuficiente (CBD, 2020).

En su Informe Nacional Voluntario para la CDB, la meta 15.8 no está evaluada (Comisión ODS Paraguay 2030, 2018).

Perú

Perú no cuenta con una ENEEI. En 2016, aprobó Protocolos para la detección, control, alerta temprana y erradicación de EEI. En 2015, se elaboró una lista de EEI el país. El Grupo Técnico sobre Especies Exóticas Invasoras del CONADIB está elaborando un Plan de Acción Nacional sobre las Especies Exóticas Invasoras (CBD, 2020).

En su VI Informe Nacional, Perú expone los avances que ha tenido en materia de EEI para cumplir con la meta 9. A pesar de no tener una ENEEI, las leyes prohíben la importación de EEI, y existen protocolos de cuarentena fitosanitaria. También se promueve la caza de EEI como medida de control. Sin embargo, algunos de sus avances son en realidad para OGM y no para EEI. También incluye algunas de las medidas tomadas para la protección o comercio de especies amenazadas (CBD, 2020; Ministerio del Ambiente, 2019).

Perú incluye el indicador 15.8 en su Informe Nacional Voluntario, sin embargo, el indicador no cuenta con información sobre el avance realizado por el país (Gobierno del Perú, 2017).

República Dominicana

La ENEEI de Panamá fue publicada en 2012. Su elaboración estuvo a cargo del CABI y del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, fue realizada en el marco del proyecto Mitigando las amenazas de las especies exóticas invasoras en el Caribe Insular financiado por GEF-PNUMA. Dentro de esta estrategia se incluye también el plan de acción, y las listas oficiales de EEI, además se identifican las EEI para la agricultura y las de importancia agroforestal y sanitaria (Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2012). Una versión actualizada de la lista fue publicada en 2016, donde se resaltan las especies que se encuentran en el listado de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo (CBD, 2020).

En su V Informe Nacional de la CDB, República Dominicana expone sus avances, entre los que se incluye la puesta en marcha de Planes de erradicación de especies exóticas invasoras en sitios clave, pero no se asigna una calificación. Sin embargo, en la herramienta de evaluación de la CDB, encontramos a Panamá como el único país en América evaluado en azul, que no sólo alcanzará la meta en tiempo, sino que su progreso excederá el establecido en la meta (CBD, 2020).

En su Informe Nacional Voluntario, República Dominicana menciona como avances en materia de EEI la publicación de la ENEEI y la existencia de proyectos de erradicación. No obstante, no presenta ninguna calificación respecto al avance en el cumplimiento del ODS 15 ni en la meta 15.8 (Comisión ODS República Dominicana, 2018).

En su ley de biodiversidad se establece que "El Estado aplicará las medidas necesarias de prevención, control, mitigación o erradicación de las especies exóticas invasoras, según sea necesario". Y en la Ley sectorial de biodiversidad se califica de *Muy grave* a "Introducir cualquier especie que se ha determinado como invasora a escala nacional o internacional". Además, está prohibida la liberación de fauna foránea a cuerpos de agua (CBD, 2020).

Venezuela

Venezuela no cuenta con una ENEEI, ni con un listado oficial de EEI. Pero lo incluye dentro de sus metas nacionales en su "Estrategia Nacional para la Conservación de la Diversidad Biológica 2010-2020 y su Plan de Acción Nacional" (Ministerio del Poder Popular para el Ambiente, 2012) pero existe una lista no oficial publicada por el Sistema Venezolano de Información sobre Diversidad Biológica.

Venezuela reconoce en su VI Informe Nacional que las acciones realizadas para lograr la meta 9 de Aichi no son suficientes para cumplir con ella. Existen planes de control para especies específicas; la Rana Toro (*Lithobates catesbeianus*), el Caracol Africano (*Achatina fulica*) y el Pez León (*Pterois volitans*). Asume que la principal limitante es la

falta de información y la insuficiencia operativa para llevar a cabo la prevención de introducción de EEI, su detección temprana, su control y su erradicación (CBD, 2020).

En su Informe Nacional Voluntario, Venezuela no determina su avance en el ODS 15 ni en la meta 15.8, por lo que no es posible determinar una evaluación (República Bolivariana de Venezuela, 2016).