
La transformación histórica de las coberturas naturales impulsa el potencial invasor de las plantas en los bosques secos del río Magdalena, Colombia

Historical transformation of natural land covers prompts invasion potentials of plants in the tropical dry forests of the Magdalena River, Colombia

Maribel Y. Vasquez-Valderrama, René López-Camacho y María P. Baptiste

Resumen

Las invasiones biológicas se consideran la segunda causa de pérdida de la biodiversidad en el mundo, contando entre otras pruebas con el hecho de que las especies invasoras compiten exitosamente con las nativas y en la mayoría de los casos impactan negativamente los ecosistemas invadidos. Varios estudios se han centrado en determinar las características que tienen las especies para invadir y los impactos ecológicos que ocasionan, sin embargo existen pocos estudios sobre cómo la transformación de las coberturas vegetales facilitan la colonización de especies tolerantes al déficit de recursos y si esta característica puede impulsar su potencial invasor. Para determinar la susceptibilidad a la invasión de un ecosistema seco como el valle del río Magdalena, se analizó el cambio de las coberturas vegetales actualmente dominadas por especies con potencial invasor: *Vachellia farnesiana* (Pela), *Leucaena leucocephala* (Leucaena) y *Prosopis juliflora* (Trupillo) durante ~70 años. Los resultados muestran que las áreas colonizadas por estas especies presentan mayor dinámica en la transformación de las coberturas a partir de la persistencia de la cobertura en el tiempo. En contraste las áreas de bosque, donde no se registraron especies con potencial invasor, solo presentaron un periodo de transformación y más de 50 años de recuperación. Estos resultados dejan en evidencia cómo los ecosistemas con alto historial de transformación y disturbio facilitan los procesos de invasión.

Palabras clave. Análisis multitemporal. Degradación de suelos. *Leucaena leucocephala*. *Prosopis juliflora*. *Vachellia farnesiana*.

Abstract

Biological invasions are the second most important cause of biodiversity loss in the world. Invasive species successfully compete with native species and in most cases negatively affect invaded ecosystems. Several studies have focused on identifying which characteristics promote the invasiveness of the species and resulting ecological impacts, yet few have assessed how land cover transformation enables colonization of species that are tolerant to limited resources, and if this condition is a driver for biological invasion. To establish the invasibility of a dry ecosystem such as the one in the Magdalena River Valley, the change in vegetation cover in areas currently dominated by species with invasive potentials (*Vachellia farnesiana*, *Leucaena leucocephala*, and *Prosopis juliflora*) was analyzed for a period of approximately 70 years. Obtained results show that areas colonized by potentially invasive species had greater transformation dynamics, based on land cover persistence through time. In contrast, forest areas, which lack potentially invasive species, only presented one transformation period and more than 50 years of ecosystem recovery. These results show how ecosystems historically transformed and disturbed can facilitate species invasion processes.

Key words. *Leucaena leucocephala*. Multitemporal analysis. *Prosopis juliflora*. Soil degradation. *Vachellia farnesiana*.

Introducción

Las invasiones biológicas son consideradas la segunda causa de pérdida de la biodiversidad a nivel mundial (Chapin *et al.* 2000, Masciadri *et al.* 2010). Tienen impactos negativos sobre los ecosistemas naturales cuando compiten con las especies nativas por espacio y utilización de recursos (Sarasola *et al.* 2006). A lo largo de gradientes ambientales (*i.e.* agua, nutrientes, luminosidad) se han encontrado alteraciones en las poblaciones nativas y los regímenes naturales de los ecosistemas, como consecuencia de las invasiones de plantas (Reigosa *et al.* 1984, Vitousek *et al.* 1996, Dukes y Mooney 2004, Sarasola *et al.* 2006, Vilà *et al.* 2006, Pauchard *et al.* 2008). Sin embargo, establecer que una planta es invasora es difícil debido a que cada ecosistema puede responder de manera diferencial ante una potencial invasión y las consecuencias ecológicas de las invasiones no son fácilmente perceptibles en cortos periodos de tiempo (UICN 1999, Casto-Díez *et al.* 2004). La evaluación de los procesos de dispersión de las especies exóticas es hoy en día una de las principales herramientas para evaluar el riesgo de invasión, así como para determinar su capacidad de dispersión y cambiar los patrones de ocupación del espacio (Andreu y Vilà 2007). Lo anterior demanda seguimiento continuo del comportamiento poblacional, lo que implica costos en términos económicos y logísticos elevados, aspectos que generalmente conducen a fracasos en la evaluación y gestión en el manejo de estas especies.

Los hábitats disturbados se reconocen como nichos potenciales para la colonización de especies exóticas que fácilmente pueden convertirse en invasoras dada su capacidad de tolerar el déficit de recursos ambientales (Didham *et al.* 2005, Kleunen *et al.* 2011); de esta forma evaluar la susceptibilidad del ecosistema el potencial de invasibilidad de un ecosistema y la aparición de especies exóticas con estrategias de tolerancia al déficit de recursos y potencial invasor, pueden ser elementos fundamentales para detectar la invasión biológica y proponer alertas tempranas para la conservación de la biodiversidad.

En sistemas transformados o degradados por ganadería, agricultura, tala y minería, la aparición de especies exóticas con potencial invasor es frecuente (Barrera-Cataño *et al.* 2010) y de hecho se han reportado buenos desarrollos de estas especies bajo las condiciones limitantes de recursos que son impuestos por los ecosistemas disturbados (Kleunen *et al.* 2011). Por ejemplo, especies de leguminosas introducidas en ambientes degradados han presentado mayores crecimientos y uso eficiente de los nutrientes ante condiciones adversas en recursos edáficos (Díaz 2010) y hábitat disturbados se han relacionado con mayores niveles de invasión (Didham *et al.* 2005). Lo cual pone en relieve la importancia de estudiar no solo las características autoecológicas y sinecológicas de las especies exóticas para invadir un nuevo ambiente, sino que también sugiere la importancia de evaluar la susceptibilidad de invasión de los ambientes que podría ser sujetos de invasión.

El principal objetivo de este estudio fue evaluar cómo la transformación de las coberturas naturales de un ecosistema seco tropical (municipio de Beltrán Cundinamarca) que presenta un amplio historial de intervenciones antrópicas y un déficit ambiental, pueden fomentar o promover el potencial invasor de especies de leguminosas como *Leucaena leucocephala*, *Prosopis juliflora* y *Vachellia farnesiana*, especies con alta capacidad para dispersarse, colonizar, establecerse y ampliar su espacio de ocupación.

Material y métodos

Área de estudio

El área de estudio corresponde a un ecosistema seco altamente transformado de los municipios Beltrán y Guataquí (Cundinamarca, Colombia; Figura 1a), la temperatura media anual es superior a 26 °C, con dos periodos secos donde la precipitación es inferior a 100 mm·mes⁻¹ durante 3 meses continuos, con déficit hídricos extremos en los meses de enero y julio. Estos municipios basan su economía en actividades de la

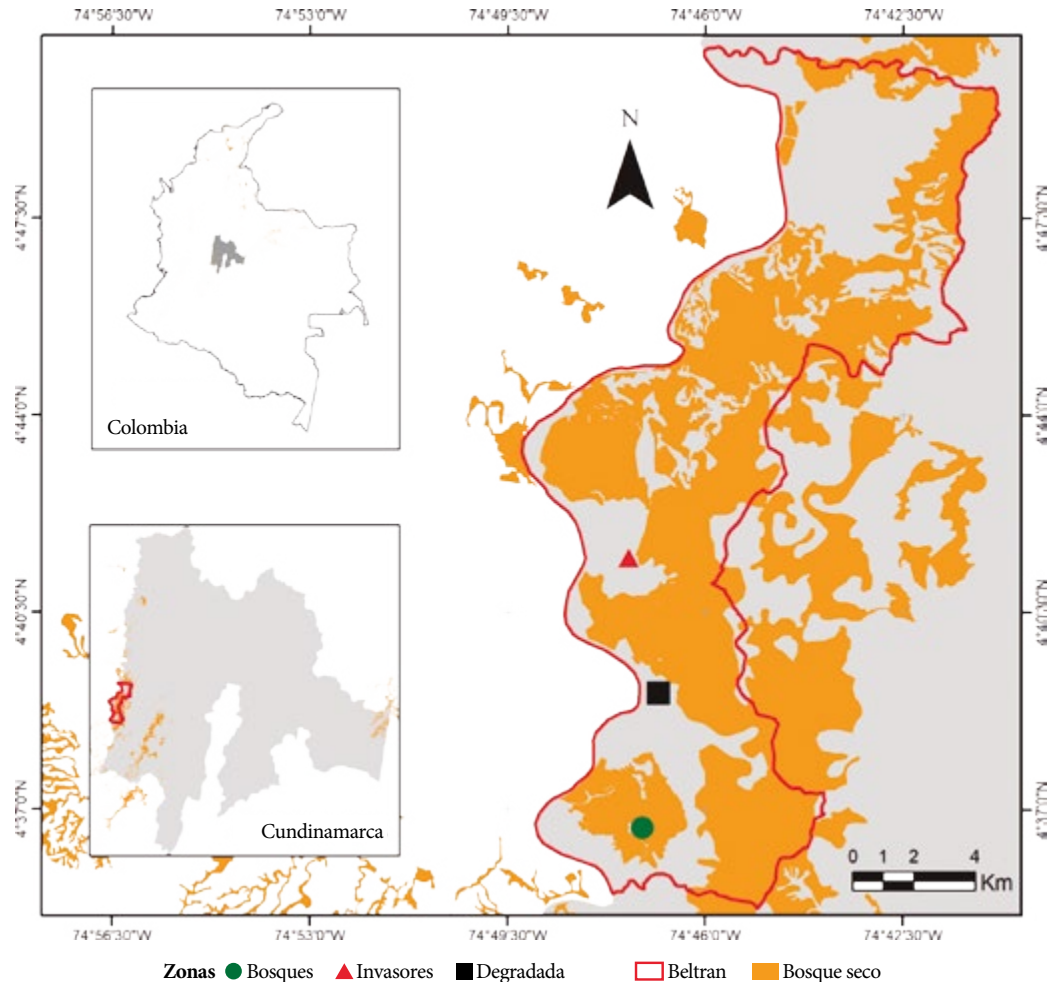


Figura 1. Área de estudio. Colombia, departamento de Cundinamarca, bosque seco del municipio de Beltrán y zonas de muestreo.

agricultura (*i.e.* cultivos de arroz, algodón y sorgo) y ganadería extensiva (Alcaldía de Beltrán 2014, Alcaldía de Guataquí 2014). Presentan diferentes tipos de coberturas y estados de sucesión, producto de la larga historia de cambio de uso del suelo y quemas controladas, como arbustales, pastizales, vegetación secundaria y suelos desnudos (Figura 1).

Especies con potencial invasor

Pelá –*Vachellia farnesiana* (L.) Wight & Arn. (Fabaceae). Se considera originaria de América tropical, naturalizada en todo el mundo tropical y el mediterráneo, generalmente en zonas disturbadas, parcelas abandonadas y bordes de camino (Figura 2A). A su vez se establece en zonas cálidas con

amplia variabilidad de las condiciones del suelo, desde arenosos salinos hasta arcillosos. Esta especie es resistente a herbicidas y al fuego. Además tolera suelos salinos pobres y sequías, presenta características invasivas por su forma de propagación. En zonas tropicales secas se ha considerado como arbusto invasor de pastizales (Parrotta 1992, Rojas y Torres 2011, López *et al.* 2012b). *Leucaena* –*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (Fabaceae). Es una especie arbórea originaria de México y la península de Yucatán, distribuida en Nicaragua, Guatemala, Honduras, El Salvador y algunos países de Suramérica (Figura 2B). Tiene raíces pivotante y se adapta con facilidad a diferentes ambientes, humedad, temperatura y suelos (Corpoica 2013, Conabio 2014). Es resistente al fuego, inundaciones temporales, sequía y salinidad.

Es invasora en varios países del Neotrópico dada la velocidad de propagación (Conabio 2014). Trupillo – *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. (Fabaceae). Es una especie nativa desde el sur de Estados Unidos, pasando por México y América Central hasta el norte de América del Sur como Bolivia, Brasil, Colombia y Venezuela se ha reportado como una especie invasora (Burkart 1976 en: Invasive Species Compendium 2016). Introducida

en Asia, África y Australia, probablemente también en los valles interandinos de Colombia (Figura 2C). Es resistente a herbicidas, fuego, sequías, suelos compactos, además de tolerar la salinidad y el estrés hídrico (Catie 2014). En el Anexo 1 se presentan las características biológicas y ecológicas relacionadas con el potencial invasor de las especies según la metodología I3N (Zalba y Ziller 2008).



Figura 2. Especies con potencial invasor en el área de estudio. **A)** *V. farnesiana*, **B)** *L. leucocephala*, **C)** *P. juliflora*.

Escenarios de transformación de las coberturas

Para evaluar los escenarios de transformación en el área de estudio, se seleccionaron cinco zonas de análisis. Dos sin presencia actual de las especies con potencial invasor (*i.e.* Arbustal denso, 18,8 ha; tierras desnudas y degradadas, 36,5 ha) y tres coberturas transformadas con dominancia mono-específica de las especies con potencial invasor *V. farnesiana* (23,3 ha), *L. leucocephala* (3,2 ha) y *P. juliflora* (9,3 ha) (Figura 3).

En cada área se realizó análisis espacio-temporal desde el año 1940 hasta el 2012 (30 imágenes; fotografías aéreas para los años 1940, 1957, 1970, 1989 y aerofotografías digitales para los años 2009-2012) a partir de la interpretación visual de las coberturas con la ayuda del software ArcGIS v10.0. Para controlar que cada zona objeto de interpretación estuviese correctamente posicionada en las fotografías aéreas y los periodos de análisis, se seleccionaron 10 puntos control correspondientes a cruces viales, viviendas u otra infraestructura humana no modificable en el corto plazo (Figura 4). La escala mínima de digitalización para todas las imágenes se fijó en 1:5.000 de acuerdo con la metodológica propuesta por USAID (2012) y

Lencinas y Siebert (2009). Realizada la interpretación de cada zona y para cada período de estudio, se procedió a generar los análisis de cambio de cobertura correspondientes a disminución, estabilidad o aumento para cada periodo de tiempo, determinando la pérdida y ganancia de cobertura vegetal y la tasa de cambio a partir de la ecuación empleada por la FAO (1996). Adicionalmente se empleó la clasificación de coberturas determinada por el IDEAM (2010), donde se define cada una de las coberturas vegetales encontradas.

Resultados

Todas las zonas de análisis registraron altos niveles de transformación antrópica por año de estudio (Figura 5). La zona actual con arbustal denso y sin presencia de especies con potencial invasor, experimentó mayores niveles de transformación de las coberturas para el año 1957 (Figura 5a) y perdió la cobertura de bosque durante los periodos de 1940-1957 (79 %) y 1957-1970 (100 %; Figura 6a). El periodo de mayor pérdida de bosques registró tasa anual del -7,6% (1940-1957). Sin embargo, esta zona recuperó el 80 % de la cobertura actual entre 1957 y 1970 (Figura 6a), que se incrementó anualmente entre 1970 y el 2009 en el 0,6, actualmente se encuentran especies



Figura 3. Escenarios de transformación del territorio y procesos de invasión. **A)** Arbustal denso, **B)** Tierras desnudas y degradadas, **C)** Zona mono-específica *V. farnesiana*, **D)** Zona mono-específica *L. leucocephala*, **E)** Zona mono-específica *P. juliflora*.

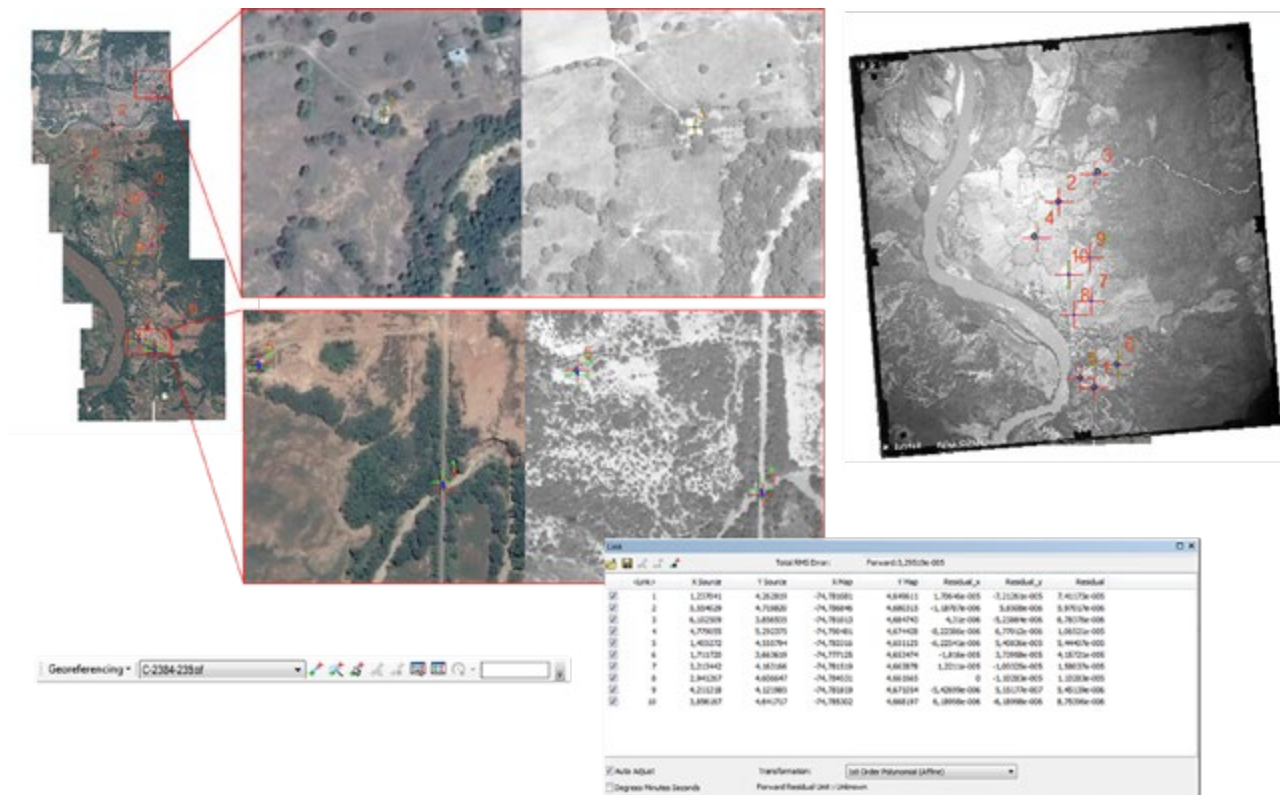


Figura 4. Determinación de los puntos control para la interpretación visual de las imágenes aéreas.

como *Astronium graveolens*, *Capparis odoratissima*, *Platymiscium pinnatum*, *Randia armata* y *Trichilia pallida*, la altura promedio de las especies es de 8,6 m. En contraste, la zona con mayor proporción actual de tierras desnudas y degradadas, sin la presencia de especies con potencial invasor, presentó los mayores niveles de transformación de las coberturas en cada año de análisis (Figura 5b). En esta zona, las tasas anuales de pérdida de bosques (galería y ripario; 1957-1975: -4,8 %, 1989-2012: -6,72 %) superaron las tasas de ganancia para esta misma cobertura (1940-1957: 5,5 %, 1975-1989: 3,8 %). Mientras que las coberturas de pastos (enmalezados, limpios y manejados), cultivos y vegetación secundaria tuvieron la mayor dinámica durante los 70 años de análisis (Figura 6b), con tasas de pérdida y ganancia que oscilaron entre -1,6 % y -12,0%, 0,7 % y 5,3 %, respectivamente, donde las tasas de mayor ganancia se relacionaron con coberturas de cultivos y pastos, mientras que las de mayor pérdida con la vegetación secundaria. En esta zona la cobertura de tierras desnudas y degradadas registró la mayor tasa anual de ganancia frente las otras coberturas, e incluso otras zonas de análisis en los últimos 28 años (27,8 %), sin embargo actualmente se encuentra sin cobertura vegetal de ningún tipo.

La zona con presencia de *V. farnesiana* es un mosaico de coberturas conformado por tierras desnudas y degradadas, pastos enmalezados y vegetación secundaria, todas dominadas por esta especie (Figura 5c). Entre 1940 y 1975 esta zona se caracterizó por presentar pastos enmalezados y porcentaje mínimo de tierras desnudas. Mientras que en 1989 se presentó la mayor transformación de las coberturas, siendo sustituidas por cultivos, tierras desnudas y arbustales densos. En los últimos 37 años, la tasa anual de ganancia de áreas con tierras desnudas y degradadas (5,0 %) fue levemente superior a la tasa anual de pérdida de la cobertura dominante los primeros 35 años (pastos enmalezados; -3,6 %). Así, las tierras desnudas y degradadas sustituyeron los pastizales y es la cobertura con mayor porcentaje de área para el 2012 (50 %; Figura 5c).

La zona dominada por *L. leucocephala* es un arbustal mono-específico, con algunas áreas de pastos

enmalezados (Figura 5d). Esta cobertura actual es producto del cambio sistemático de coberturas de bosque denso (1940 y 1957), bosque abierto (1970), arbustales densos (1989) hasta arbustales abiertos en 2009 (Figura 5d). En el año 1989 se registraron los mayores niveles de transformación de las coberturas en esta zona (Figura 5d) y la mayor dinámica de la cobertura se presentó en el periodo 1989-2009, iniciando con el mayor porcentaje de tierras desnudas en 1989 (35 % del área total) que son reemplazadas por arbustales abiertos en 2009 (79 % de área total).

En la zona dominada por *P. juliflora* tanto los niveles de transformación, como la dinámica de las coberturas registraron tendencias similares al área dominada por *V. farnesiana* (Figura 5e, Figura 6e). Donde la cobertura dominante (pastos enmalezados) entre 1940 y 1989 fue sustituida por arbustales densos y abiertos en 2012, también por algunas áreas marginales de tierras desnudas y degradadas (Figura 6e). En esta zona, los años con mayores niveles de transformación fueron 1975 y 1989. En ese mismo periodo se presentó la mayor tasa anual de pérdida de arbustales (-7,7 %) y la mayor tasa anual de ganancia de coberturas de pastos (arbolados= 12,3 % y enmalezados= 0,5 %).

Discusión

En todas las zonas de estudio se encontró pérdida total de la cobertura de bosques durante los años de análisis, e incluso antes de 1940 (Figura 5). Según la historia, en 1539 este sitio fue descubierto en una expedición realizada por el río Magdalena y hacia 1670 los Colombaymas poblaron Ambalema y posteriormente el actual municipio de Beltrán, por lo que es posible que desde su asentamiento iniciaran los procesos de transformación y de uso de la tierra (Caicedo 2007). La única zona con evidencia de recuperación de la cobertura original fue el arbustal denso sin presencia de las especies con potencial invasor. Pese a tener más de 50 años de recuperación esta zona no tiene estructura de bosque, tan solo se configura como un arbustal denso, donde las especies no alcanzan un estrato arbóreo. Estos resultados se pueden comparar con los bosques secos del Cerrado boliviano, donde encontraron que en más de 25 años pocas especies

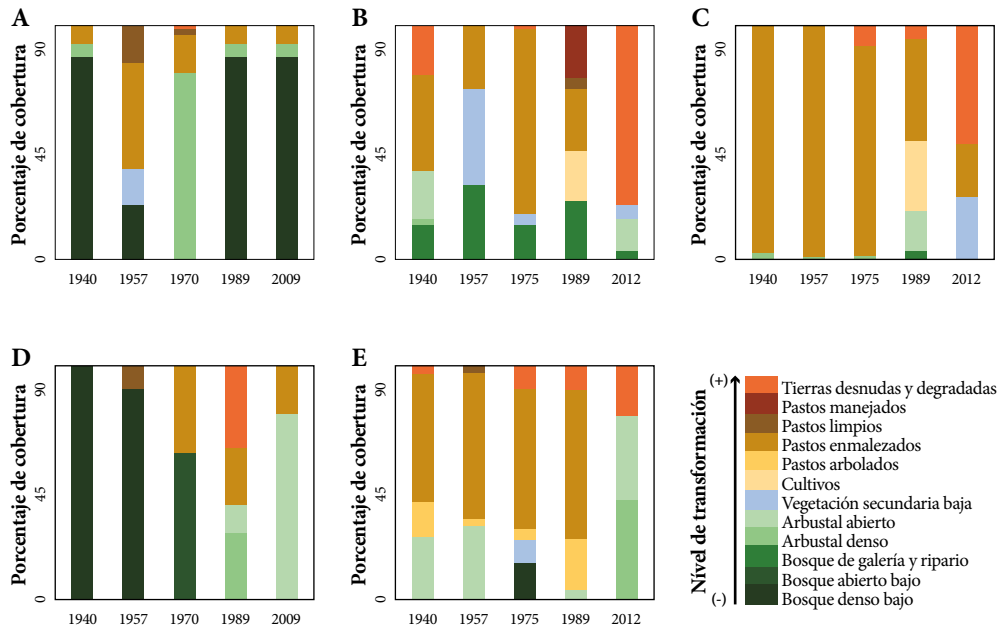


Figura 5. Porcentaje de cobertura en cada época de análisis. **A)** Arbustal denso, **B)** Tierras desnudas y degradadas, **C)** Zona mono-específica *Vachellia farnesiana*, **D)** Zona mono-específica *Leucaena leucocephala*, **E)** Zona mono-específica *Prosopis juliflora*.

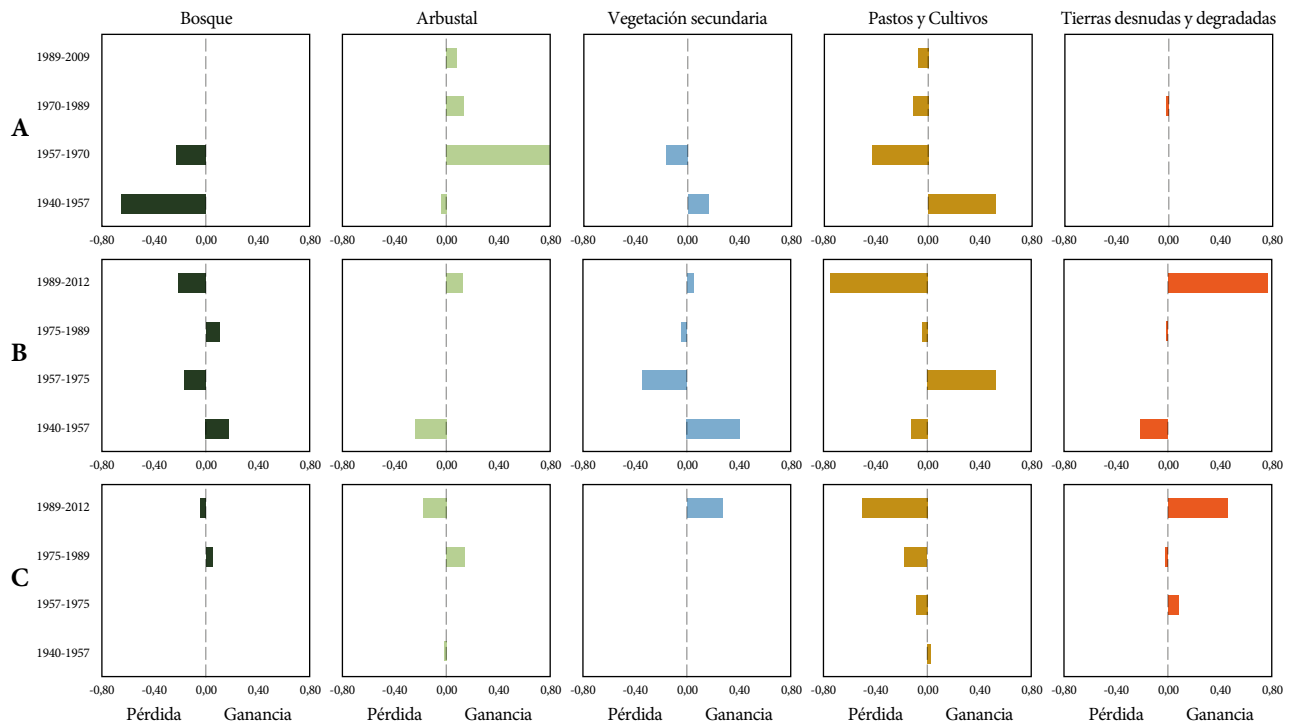
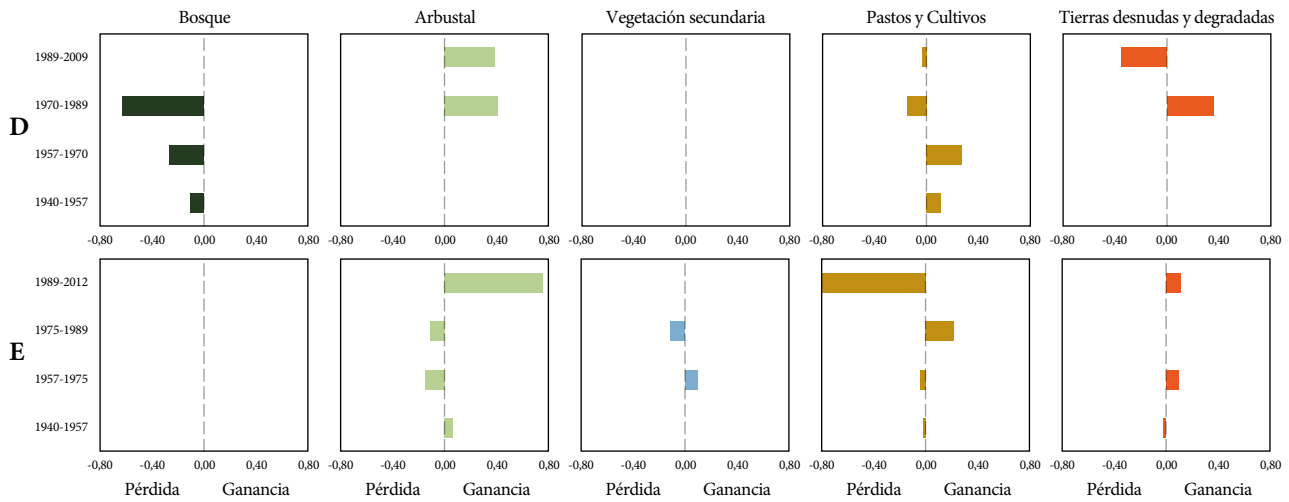


Figura 6. Dinámica de las coberturas por periodos de análisis. El eje x expresa la pérdida o ganancia relativa de área (ha) por periodo de tiempo (intervalo de años). **A)** Arbustal denso, **B)** Tierras desnudas y degradadas, **C)** Zona mono-específica *Vachellia farnesiana*, **D)** Zona mono-específica *Leucaena leucocephala*, **E)** Zona mono-específica *Prosopis juliflora*.



Cont. **Figura 6.** Dinámica de las coberturas por periodos de análisis. El eje x expresa la pérdida o ganancia relativa de área (ha) por periodo de tiempo (intervalo de años). **A)** Arbustal denso, **B)** Tierras desnudas y degradadas, **C)** Zona mono-específica *Vachellia farnesiana*, **D)** Zona mono-específica *Leucaena leucocephala*, **E)** Zona mono-específica *Prosopis juliflora*.

alcanzaron estructura arbórea (López *et al.* 2012a). Del mismo modo, Carvajal y Calvo (2013) estiman crecimiento diamétrico promedio anual de 1,6 mm para las especies arbóreas del bosque seco en Costa Rica, sugiriendo que para que las especies alcancen un diámetro máximo de 10 cm se requieren cerca de 63 años y para que un bosque alcance estratos arbóreos podrían pasar aproximadamente 200 años. Lo anterior confirma que el bosque seco requiere varias décadas para su recuperación después de un disturbio antrópico.

Para todas las zonas de análisis el año donde se presentaron los mayores niveles de transformación de las coberturas fue en 1989, excepto en el arbustal denso actual. Esto coincide con los reportes locales de aparición de las especies con potencial invasor en las zonas de estudio, introducidas principalmente como forraje y alimento para el ganado, lo que probablemente impulsó la formación de los arbustales mono-específicos reportados en 2009/2012. Por ejemplo, *V. farnesiana* que tiene la capacidad de establece en zonas cálidas, con suelos pobres y resistir fuertes sequías (Parrotta 1992, Rojas y Torres 2011, López *et al.* 2012) se estableció con éxito en la zona con mayor ocupación espacial y temporal de la cobertura de pastos enmalezados, zona que probablemente tuvo la mayor degradación del suelo por las actividades ganaderas y

posiblemente colonizo suelos desnudos y degradados (Figura 6). Sin embargo, estas actividades pudieron impulsar la dispersión, colonización y establecimiento de esta especie. En bosques secos de Colombia se ha reportado que esta especie forma extensos rodales en áreas dominadas por actividades de pastoreo bovino y caprino (López *et al.* 2012b).

De igual forma, la zona mono-específica de *P. juliflora* tuvo mayor dominancia de las coberturas de pastos entre 1940 y 1989, donde las actividades ganaderas también pudieron impulsar su potencial invasor, donde zonas empleadas para ganadería y cultivos después del ser abandonadas se convirtieron en zonas de arbustales mono-específicos dominados por esta especie (Figura 6). Diferentes especies de *Prosopis* han sido introducidas alrededor del mundo para fines forrajeros (Díaz 2010). En Brasil se introdujo hacia los años 40, alcanzando un 90 % de cobertura en el dosel de las áreas invadidas, además de mostrar amplia capacidad de competir (Alves *et al.* 2006, 2009). En todas las regiones donde ha sido reportada como invasora, su establecimiento y proliferación se relaciona con su agresividad para competir en pastizales de zonas áridas y semiáridas, donde su propagación es facilitada por el ganado.

Finalmente, *L. leucocephala* reportada en Sur América como especie altamente invasora (Cabi 2014), se considera un árbol agresivo con la capacidad de colonizar con éxito en áreas naturales transformadas (Lowe *et al.* 2004) y competir eficientemente por los recursos disponibles (Casanova *et al.* 2007). En contraste con las otras dos especies, esta especie no se encontró asociada a la dinámica de transformación en torno a pastizales y cultivos, por el contrario, en esta zona se identificó pérdida sistemática de la cobertura boscosa entre 1940 y 1970, que es sustituida por arbustales densos y abiertos en el periodo 1989-2009. Sugiriendo la velocidad de colonización de esta especie frente a las nativas y su potencial invasor en sitios perturbados con vegetación secundaria donde los recursos no son del todo limitados (Cabi 2014), sin embargo se asocia a zonas donde se desarrollaron actividades ganaderas y de cultivos (Figura 6).

Conclusiones

Estos resultados dejan en evidencia cómo los ecosistemas con alta dinámica de transformación y disturbios antrópicos pueden facilitar la aparición de especies con potencial invasor, que posteriormente generan arbustales mono-específicos sin presencia de especies nativas o en el peor de los casos cuando existen largos periodos de transformación en diferentes actividades antrópicas (cultivos, pastos, ganadería) por que puede ocasionar degradación total del suelo, perdiendo así la cobertura vegetal de cualquier tipo e incluso ocasionando pérdida de los procesos ecológicos. En general la transformación de las coberturas boscosas ocasiona grandes daños a los ecosistemas secos que difícilmente pueden recuperar sus condiciones iniciales, requiriendo de varias décadas para alcanzar condiciones similares.

Adicionalmente la introducción de especies con alto riesgo de invasión en ecosistemas que presentan características ambientales fuertes y alta transformación, facilitaría la formación de arbustales mono-específicos, por esto el conocer las especies antes de su introducción debería ser una prioridad en el desarrollo de actividades económicas como la ganadería y la agricultura.

En Colombia se ha generado gran interés en la evaluación de riesgo de introducción de algunas especies vegetales, lo que puede convertirse en un insumo importante para evitar la introducción y posterior invasión de zonas transformadas o degradadas. Las especies *Leucaena leucocephala* y *Vachellia farnesiana* presentan alto riesgo de introducción para el país, según la evaluación de la I3N (5.03 y 6.97) respectivamente (Cárdenas *et al.* 2010, López *et al.* 2012b) y *Prosopis juliflora* aún no cuenta con evaluación de riesgo de introducción, por lo cual no debería introducirse en ecosistemas como el bosque seco del Magdalena donde genera arbustales mono-específicos. Se hace necesaria la evaluación de esta especie y otros estudios complementarios que permitan conocer un poco más las características de estas especies con potencial invasor como su capacidad de rebrote, regeneración, banco de semillas y otros estudios que puedan evaluar el impacto de estas especies en los procesos de los ecosistemas.

Agradecimientos

Esta publicación hace parte de los resultados de la tesis de Maestría titulada “Efectos de especies con potencial invasor en procesos de regulación hídrica del suelo en un ecosistema seco tropical”. Agradecemos a Roy González por su apoyo en análisis de resultados y trabajo de campo, a Hernando García y en general al Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt por su apoyo económico y aportes realizados. A la Universidad Distrital Francisco José de Caldas por su formación académica y a la Comunidad de los municipios de Beltrán y Guataquí por su colaboración durante el desarrollo de este estudio.

Bibliografía

- Alcaldía de Beltrán – Cundinamarca. 2014. Municipio de Beltrán. Versión en línea: http://www.beltran-cundinamarca.gov.co/informacion_general.shtml.
- Alcaldía de Guataquí – Cundinamarca. 2014. Municipio de Guataquí. Versión en línea http://www.guataqui-cundinamarca.gov.co/informacion_general.shtml.
- Alves, C., L. Alves, L. Pessoa y I. Marinho. 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.
- Alves, L., J. Fabricante y F. de Oliveira. 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.
- Andreu, J. y M. Vilà. 2007. Análisis de la gestión de las plantas exóticas en los espacios naturales españoles. *Ecosistemas* 16 (3): 1-6.
- Barrera-Cataño, J., S. Contreras-Rodríguez, N. Garzón-Yepes, A. Moreno-Cárdenas y S. Montoya-Villareal. 2010. Manual para la Restauración Ecológica de los Ecosistemas Disturbados del Distrito Capital. Secretaría Distrital de Ambiente (SDA), Pontificia Universidad Javeriana (PUJ). Bogotá D. C. 402 pp.
- Caicedo, Y. 2007. Captura de información técnico- municipal. Escuela superior de administración pública E.S.A.P. Oficina de prácticas administrativas. Bogotá, D. C. 74 pp.
- Cárdenas, D., Castaño, N. y J. Cárdenas-Toro 2010. Análisis de riesgo de especies de plantas introducidas para Colombia. *En: Baptiste, M. P., N. Castaño, D. Cárdenas, F. P. Gutiérrez, D. L. Gil, y C. A. Lasso. (Eds). 2010. Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D. C., Colombia. 154 pp.*
- Carvajal, D. y J. Calvo. 2013. Tasas de crecimiento, mortalidad y reclutamiento de vegetación en tres estadios sucesionales del bosque seco tropical, Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú* 10 (25): 1-12.
- Castro-Díez, P., F. Valladares y A. Alonso. 2004. La creciente amenaza de las invasiones biológicas. *Ecosistemas* 13 (3): 61-68
- Casanova, F., L. Ramírez y F. Solorio. 2007. Interacciones radiculares en sistemas agroforestales: mecanismos y opciones de manejo. *Revista AIA* 11 (3): 41-52.
- CATIE. 2014. Ficha *Prosopis juliflora*. Versión en línea: http://herbaria.plants.ox.ac.uk/adc/downloads/capitulos_especies_y_anexos/prosopis_juliflora.pdf.
- Chapin, F.S., E. S. Zavaleta, V. T. Eviner, R. L. Naylor, P. M. Vitousek, H. L. Reynolds, D. U. Hooper, S. Lavorel, O. E. Sala, S. E. Hobbie, M. C. Mack y S. Díaz. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242
- CONABIO. 2014. *Prosopis juliflora*. Publicado en: *Prodromus Systematis Naturalis Regni Vegetabilis* 2: 447. 1825. Versión en línea: http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/info_especies/arboles/doctos/46-legum44m.pdf
- Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD). 2009. Especies exóticas invasivas, una amenaza a la diversidad biológica. La Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. Canadá, 51 pp.
- CORPOICA, sistema de toma de decisiones para la selección de especies forrajeras, Universidad nacional. 2013. *Leucaena leucocephala*. Versión en línea: http://www.corpoica.org.co/NetCorpoicaMVC/STDF/Content/fichas/pdf/Ficha_8.pdf
- Díaz, M. 2010. Ecología Experimental y Ecofisiología: Bases Para El Uso Sostenible De Los Recursos Naturales de las zonas Áridas Neo-Tropicales. *Inverciencia* 26(10):472-478
- Didham, R. K., J. M. Tylianakis, M. A. Hutchinson, R. M. Ewers y N. J. Gemmill. 2005. Are invasive species the drivers of ecological change? *Trends in Ecology & Evolution* 20 (9): 470-474.
- Dukes, J. y H. Mooney. 2004. Disruption of ecosystem processes in western North America by invasive species. *Revista Chilena de Historia Natural* 77: 411-437.
- FAO. 1996. Forest resources assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes. Number 130. Roma. 152 pp.
- Francis, J. 1964. *Acacia farnesiana* (L.) Willd. International Institute of Tropical Forestry, USDA Forest Service. Estados Unidos, 3 pp.
- Global Invasive Species Database. 2014. Versión en línea: <http://www.issg.org/database/welcome/>
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales - Ideam. 2010. Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia Escala 1:100.000. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá, D. C., 72p.
- Invasive Species Compendium- CABI. 2014. Versión en línea: <http://www.cabi.org/isc/datasheet/43942>.
- Insidewood. 2014. *Leucaena leucocephala*. Versión en línea: <http://insidewood.lib.ncsu.edu/description?7>
- Kleunen, M., D. Schlaepfer, M. Glaetli y M. Fischer. 2011. Preadapted for invasiveness: do species traits or their plastic response to shading differ between invasive and non-invasive plant species in their native range? *Journal of Biogeography* 38 (7): 1294-1304.
- Lencinas, J. y A. Siebert. 2009. Relevamiento de bosques con información satelital: Resolución espacial y escala. *Quebracho* 17(1,2): 101-105.
- López, L., R. Villalba y M. Peña-Claros. 2012a. Ritmos de crecimiento diamétrico en los bosques secos tropicales: aportes al manejo sostenible de los bosques de la provincia biogeográfica del Cerrado Boliviano. *Bosque* 33 (2): 211-219.
- López, R., R. González-M. y M. Cano. 2012b. *Acacia farnesiana* (L.) Willd. (Fabaceae: Leguminosae), una especie exótica con potencial invasivo en los bosques secos de la isla de Providencia (Colombia). *Biota Colombiana* 13 (2): 232-246.
- León, W. 2008. Anatomía de Madera en 31 especies de la Subfamilia Mimosoideae (Leguminosae) en Venezuela. *Revista Colombiana Forestal* 11: 113-135.
- Lowe S., M. Browne, S. Boudjelas y M. De Poorter. 2004. 100 de las Especies Exóticas Invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database. Grupo Especialista de Especies Invasoras (GEEI), un grupo especialista de la Comisión de Supervivencia de Especies (CSE) de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN), España, 12pp.
- Masciadri, S., E. Brugnoli y P. Muniz. 2010. InBUy database of Invasive and Alien Species (IAS) in Uruguay: a useful tool to confront this threat to biodiversity. *Biota Neotropica* 10 (4): 205-213.
- Parrota, J. 1992. *Acacia farnesiana* (L.) Willd. Versión en línea: <http://www.fs.fed.us/global/iitf/pdf/Acaciafarnesiana.pdf>.
- Pauchard, A., B. Langdon y E. Peña. 2008. Potencial invasivo de

- Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) franco en bosques nativos del centro-sur de Chile: patrones y recomendaciones. Pp 89-114. En: R. Mujica, H. Grosse y B. Muller-Using (Eds.). Bosques seminaturales: una opción para la rehabilitación de bosques nativos degradados. Instituto Forestal. Valdivia.
- Reigosa, M., J. Casal y A. Carballeira. 1984. Efectos alelopáticos de *Acacia dealbata* Link durante su floración. *Studia Oecologia* 5: 135-150.
- Rojas, F. y G. Torres. 2011. Árboles del Valle Central de Costa Rica: reproducción Aromo (*Acacia farnesiana*). *Revista Forestal Mesoamericana Kurú* 9 (22): 66-67.
- Rocwood, L. 1973. The effect of defoliation on seed production of six Costa Rica tree species, *Ecology* 54: 163-1369.
- Sarasola, M., V. Rusch, T. Schlichter y C. Ghersa. 2006. Invasión de coníferas forestales en áreas de estepa y bosques de ciprés de la cordillera en la Región Andino Patagónica. *Ecología Austral* 16: 143-156.
- UICN. 1999. Especies Invasoras Exóticas. Cuarta Reunión del Órgano Subsidiario de Asesoramiento Científico, Técnico y Tecnológico. Montreal, 6pp.
- USAID-Agencia Internacional de Desarrollo de los Estados Unidos. 2012. definición del estado de conservación de los ecosistemas para recategorización y declaratoria de las áreas protegidas en el ámbito regional (áreas seleccionadas por la UAESPNN). Identificación de vacíos y definición de prioridades de conservación y documento de procedimiento para la homologación de categorías de áreas protegidas. Estados Unidos, 194 pp.
- Vilà, M., S. Bacher, P. Hulme, M. Kenis, M. Kobelt, W. Nentwig, D. Sol y W. Solarz. 2006. Impactos ecológicos de las invasiones de plantas y vertebrados terrestres en Europa. *Ecosistemas* 15(2):13-23.
- Vitousek, P., C. D'antonio, L. Loope y R. Westbrooks. 1996. Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* 84 (5): 468-478.
- Zalba, S. y S. R. Ziller. 2008. Herramientas de prevención de invasiones biológicas de I3N: Manual de uso. Invasive Information Network (I3N), the Nature Conservancy. Florianópolis, 55 pp.

Anexo 1. Características biológicas y ecológicas relacionadas con el potencial invasor de las especies en este estudio (Francis 1964, Rockwood 1973, Parrotta 1992, Díaz 2001, León 2008, Rojas y Torres 2011, CORPOICA 2013, CONABIO 2014, InsideWood 2014)

Atributo		Especie		
		<i>Vachellia farnesiana</i>	<i>Prosopis juliflora</i>	<i>Leucaena leucocephala</i>
Hábito		Arbusto	Arbusto/Árbol	Árbol
Altura máxima (m)		5	10	12
Diámetro máximo (cm)		15	20	25
Follaje	Fenología	Siempreverde, Semideciduo	Siempreverde, Semideciduo	Siempreverde
	Hojas	Compuestas, Bipinnadas	Compuestas, Bipinnadas	Compuestas, Bipinnadas
Fuste	Forma	Espinoso, irregular	Espinoso, irregular	No espinoso, cilíndrico
	Tipo de corteza	Fisurada, Lenticelada	Fisurada, Lenticelada	Fisurada, Lenticelada
	Tallos	Multiramificado desde base	Único o ramificado desde la base	Único
	Presencia de espinas	Fuste, Ramas	Fuste, Ramas	-
	Longitud de las espinas (mm)	06-25	15-45	-
Raíz		Pivotante	Freatófito	Pivotante
Reproducción		Sexual, Asexual	Sexual, Asexual	Sexual, Asexual
Flores	Tipo	Hermafrodita	Hermafrodita	Hermafrodita
	Fenología (periodos-año ⁻¹ , meses-año ⁻¹)	2, 3	2, 3	1, 12
	Polinización	Entomófila	Entomófila	Entomófila
Frutos	Tipo, Forma	Legumbre, dehiscente	Legumbre, dehiscente	Legumbre, dehiscente
	Fenología (meses-año ⁻¹)	4	3	12

Cont. **Anexo 1.** Características biológicas y ecológicas relacionadas con el potencial invasor de las especies en este estudio (Francis 1964, Rockwood 1973, Parrotta 1992, Díaz 2001, León 2008, Rojas y Torres 2011, CORPOICA 2013, CONABIO 2014, InsideWood 2014)

	Atributo	Especie		
		<i>Vachellia farnesiana</i>	<i>Prosopis juliflora</i>	<i>Leucaena leucocephala</i>
Frutos	Longitud (cm)	04-08	11-21	11-25
	Ancho (mm)	08-16	08-12	1-2.3
	Número frutos (ind-cosecha ⁻¹)	155	300	500
	Formación (meses)	2	2	2
Semillas	Testa	Dura	Blanda	Blanda
	Longitud (mm)	06-08	06-09	0.1-1
	Ancho (mm)	02-03	02-04	03-06
	Número de semillas (und-kg ⁻¹)	9000-16000	8000-24000	1800-26000
	Peso (g)	0.083	0.033	0.040
	Longevidad (años)	03-15	03-15	50
	Germinación (%)	85-100	65 - 99	50 - 85
	Tiempo de germinación (días)	12-32	08-11	8
	Dispersión	Zoocoria, Anemócora	Zoocoria, Anemócora	Zoocoria, Anemócora
	Madera	Duramen	Pardo-rojiza	Marrón-oscuro
Color albura		Amarilla	Amarilla	Amarillo-pálido
Porosidad		Difusa	Difusa	Difusa
Tipo de poros		Solitarios, Arracimados	Solitarios, Múltiplos radiales cortos, Arracimados	Solitarios, Múltiplos radiales cortos, Arracimados
Platinas de perforación			Simple	Simple
Punteaduras intervasculares		Alternas, ovaladas, medianas-grandes, ornadas	Alternas, circulares-ovaladas, pequeñas- medianas, No ornadas	Alternas, ovaladas, medianas-grandes, no ornadas
Contenidos		Gomas, cristales prismáticos	Gomas, cristales prismáticos	Gomas, cristales prismáticos
Fibras		No septadas	No septadas	No septadas
Sustancias químicas de defensa		Glucósidos cianógenos	-	Mimosina
Densidad (g·cm ⁻³)		0.79-0.84	0.7-0.8	0.54-0.74
Colonización	Zonas degradadas, Pastizales	Zonas degradadas, Pastizales	Zonas degradadas, Pastizales	
Crecimiento relativo (mg ⁻¹ ·g ⁻¹ ·día ⁻¹)*, (mg ⁻¹ ·g ⁻¹ ·año ⁻¹)**, (m·año ⁻¹)***	0.0185-0.0176*	0.2-0.8**	2-9***	
Materia orgánica (Tn·año ⁻¹)		23 toneladas/ha	48-90 t/ha	
Rango de precipitación (mm)	500-750	150-250	450-2200	
Rango de temperatura (°C)	feb-32	23-34	18-29	
Rango altitudinal (m)	0-2000	0-800	0-2800	
Requerimiento de suelos	Arcillas-Arenas	Arcillas-Arenas	Gravas-Arcillas	
Resistencia ambiental	Sequia, inundaciones, suelos salinos, Fuego, herbicidas, salinidad, sequia	Sequia, inundaciones, suelos salinos, Fuego, herbicidas, salinidad, sequia	Fuego, sequia, inundación	
Susceptibilidad	Heladas, ataque de plagas	Ataque plagas, roedores, ramoneo	Suelos mal drenados, sombra, suelos compactados, daño por roedores	

Maribel Yesenia Vasquez-Valderrama
Universidad Distrital Francisco José de Caldas
Bogotá, Colombia
maribel.y.v@gmail.com

René López-Camacho
Grupo de investigación Usos y Conservación de
la Diversidad Forestal
Universidad Distrital Francisco José de Caldas
Bogotá, Colombia
rlopezc@udistrital.edu.co

María Piedad Baptiste
Programa Ciencias de la Biodiversidad
Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von
Humboldt
Bogotá, Colombia
mpbaptiste@humboldt.org.co

La transformación histórica de las coberturas naturales
impulsa el potencial invasor de plantas en los bosques secos
del río Magdalena, Colombia

Citación del artículo: Vasquez-Valderrama, M., R. López
Camacho y M. P. Baptiste. 2017. La transformación histórica
de las coberturas naturales impulsa el potencial invasor de
plantas en los bosques secos del río Magdalena, Colombia.
Biota Colombiana 18 (2): 132 – 144. DOI: 10.21068/c2017.
v18n02a08.

Recibido: 13 de marzo de 2017
Aprobado: 01 de septiembre de 2017