

Las especies del género *Cordia* en el noroeste de Argentina:

Conservación *in situ* y *ex situ*

Tesis presentada para optar al título de Magister de la Universidad de Buenos Aires,

Área Recursos Naturales

Tilda Teresa Ledesma Guaraz

Ingeniera Forestal-Universidad Nacional de Santiago del Estero-2008

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental de Cultivos

Tropicales Yuto, Jujuy; y

Laboratorio de Investigaciones Botánicas (LABIBO), Facultad de Ciencias Naturales,

Universidad Nacional de Salta.



Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano

Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires

COMITÉ CONSEJERO

DIRECTOR DE TESIS

Francisco Pablo Ortega-Baes

Licenciado en Ciencias Biológicas (Universidad Nacional de Salta)

Maestro en Ciencias Biológicas (Universidad Nacional Autónoma de México)

Doctor en Ciencias (Universidad Nacional Autónoma de México)

CODIRECTORA DE TESIS

Guadalupe Galíndez

Licenciada en Ciencias Biológicas (Universidad Nacional de Salta)

Doctora en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

JURADO DE TESIS

Director de tesis

Francisco Pablo Ortega-Baes

Licenciado en Ciencias Biológicas (Universidad Nacional de Salta)

Maestro en Ciencias Biológicas (Universidad Nacional Autónoma de México)

Doctor en Ciencias (Universidad Nacional Autónoma de México)

JURADO

Bárbara Pamela Graff

Licenciada en Ciencias Biológicas (Universidad Nacional del Sur)

Doctora en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

JURADO

Paula Inés Campanello

Licenciada en Ciencias Biológicas (Universidad de Buenos Aires)

Doctora en Ciencias Agropecuarias (Universidad de Buenos Aires)

Fecha de defensa de la tesis: 29 de diciembre de 2014

A mis amados Virginia, Santiago y Federico por todo el apoyo y sacrificio realizado.

A mis padres, por estar siempre a mi lado brindando su mayor esfuerzo cuando los necesité.

A ellos dedico esta tesis por su apoyo incondicional.

Agradecimientos

Un agradecimiento muy especial para el Dr. Pablo Ortega-Baes mi director y la Dra. Guadalupe Galindez mi Codirectora de tesis, sin ellos hubiera sido imposible dar por finalizada esta etapa de aprendizaje. No solo por brindarme sus conocimientos académicos sino también por darme apoyo y consejos en momentos difíciles.

Al Ing. Elvio Del Castillo por sus oportunos consejos y conocimientos brindados. Su apoyo y confianza al facilitarme la realización de las salidas al campo para la ejecución de la tesis, como también brindarme su maravilloso buen humor.

Un inmenso agradecimiento para Gustavo Viera un compañero excepcional en las salidas al campo y colaborador importante en este trabajo.

Un especial agradecimiento al Dr. José Volante de INTA Cerrillos por facilitarme información imprescindible para realizar este estudio.

A mis hermanos y sus familias por siempre darme fuerzas a la distancia para continuar con este desafío.

A toda la familia Galarza y Bustamante por acogerme en las estadías y contenerme a lo largo de todos los cursos realizados en Buenos Aires.

A mis amigas y amigos Cari, Adri, Carlita, Lily, Ale y José un maravilloso grupo de personas que siempre estuvieron para ayudarme, contenerme, escucharme y darme fuerzas en momentos en que todo parecía imposible y muy lejano.

A todos los chicos del LABIBO de la UNSa, por su amabilidad y ayuda.

A las chicas del banco base de germoplasma de INTA Castelar, por su desinteresada pero inmensa ayuda.

Al INTA por darme esta enorme oportunidad de crecimiento personal y profesional.

Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución.

Ing. Forestal Tilda Teresa Ledesma Guaraz

DNI: 27.566.582

INDICE GENERAL

Dedicatoria	iii
Agradecimientos.....	iv
Declaración	v
Resumen	xi
Abstract	xii
Introducción	1
Los modelos de distribución geográfica y la conservación <i>in situ</i>	6
Conservación ex situ	8
Objetivos	12
Hipótesis	12
1. Materiales y Métodos	14
1.1.Área de estudio	14
1.2.Las especies estudiadas	14
1.3.Modelación de la distribución de las especies	16
1.4.Respuesta a la luz y comportamiento al almacenamiento	20
2.Resultados	25
2.1.Distribución potencial de las especies	25
2.2.Impacto de la expansión de la frontera agropecuaria	33
2.3.Sitios para la colecta de germoplasma	34
2.4. Respuesta a la luz y comportamiento al almacenamiento.....	37
3. Discusión.....	43
3.1. Distribución potencial, impacto del cambio en el uso del suelo y colecta de germoplasma	43
3.2. Respuesta a la luz y comportamiento al almacenamiento.....	47
4. Conclusiones Generales.....	54

5. Bibliografía..... 56

INDICE DE TABLAS

Tabla 1.	Variables bioclimáticas utilizadas para modelar la distribución potencial de <i>Cordia americana</i> y <i>C. trichotoma</i> .	
Tabla 2.	Localidad, latitud, longitud, altitud, temperatura y precipitación media anual (media \pm 1DS) de los sitios de colecta de las semillas de <i>C. americana</i> y <i>C. trichotoma</i>	20
Tabla 3.	Valores de los índices de desempeño (primera columna) para cada criterio de umbral de corte para <i>C. americana</i> . En la primera fila se indican los criterios de umbral de corte y en la segunda fila los valores de corte (probabilidad). p: probabilidad, M: media, Me: mediana, Pr O: Prevalencia observada, S=E: Sensibilidad = Especificidad, Pr O=Pr P: Prevalencia observada= Prevalencia predicha, S-E: Sensibilidad-Especificidad, S+E: Sensibilidad+ Especificidad. En negrita se indica el valor del índice de desempeño que indica cual es el umbral de corte más eficiente	28
Tabla 4.	Valores de los índices de desempeño (primera columna) para cada criterio de umbral de corte para <i>C. trichotoma</i> . En la primera fila se indican los criterios de umbral de corte y en la segunda fila los valores de corte (probabilidad). p: probabilidad, M: media, Me: mediana, Pr O: Prevalencia observada, S=E: Sensibilidad = Especificidad, Pr O=Pr P: Prevalencia observada= Prevalencia predicha, S-E: Sensibilidad-Especificidad, S+E: Sensibilidad+ Especificidad. En negrita se indica el valor del índice de desempeño que indica cual es el umbral de corte más eficiente	29
Tabla 5.	Superficie (Has) con cambio de uso en el suelo. Distribución geográfica potencial (DGP), distribución geográfica actual (DGA), % de pérdida, números de fragmentos (DGP y DGA) e incremento de la fragmentación.....	32
Tabla 6.	Especies, localidades, peso promedio (media \pm DS) y viabilidad inicial (media \pm ES) de las semillas de <i>C. americana</i> y <i>C. trichotoma</i>	36

INDICE DE FIGURAS

- Figura 1. Distribución potencial de *C. americana* en Argentina. La distribución se expresa en probabilidades de ocurrencia de la especie. Rojo intenso indica mayor probabilidad de ocurrencia. Los puntos en negro indican los registros reales con los que se construyó el modelo de distribución. 26
- Figura 2. Distribución potencial de *C. trichotoma* en Argentina. . La distribución se expresa en probabilidades de ocurrencia de la especie. Rojo intenso indica mayor probabilidad de ocurrencia. Los puntos en negro indican los registros reales con los que se construyó el modelo de distribución..... 27
- Figura 3. Distribución potencial de *C. americana* en Argentina. A la izquierda la distribución ajustada con un umbral de corte de 0.44. A la derecha la distribución potencial ajustada con un umbral de corte de 0.44 indicando la pérdida debido al cambio en el uso del suelo 31
- Figura 4. Distribución potencial de *C. trichotoma* en Argentina. A la izquierda la distribución ajustada con un umbral de corte de 0.596. A la derecha la distribución potencial ajustada con un umbral de corte de 0.596 indicando la pérdida debido al cambio en el uso del suelo..... 32
- Figura 5. Sitios de colecta para *C. americana*. En el mapa se muestran los 22 sitios en los que se registró la especie. Los sitios dónde se pudo colectar germoplasma están diferenciados de los sitios dónde se registró la especie pero no se colectó germoplasma. 35
- Figura 6. Sitios de colecta para *C. trichotoma*. En el mapa se muestran los 22 sitios en los que se registró la especie. Los sitios dónde se pudo colectar germoplasma están diferenciados de los sitios dónde se registró la especie pero no se colectó germoplasma..... 36
- Figura 7. Media (\pm 1ES) de la proporción de semillas germinadas y del tiempo medio de germinación (TMG) para cada tratamiento (25°C luz: ■, 25°C oscuridad: ≡ y

20/30°C luz: □, 20/30°C oscuridad: ■) y población de *C. americana* y *C. trichotoma*.....39

Figura 8. Media (\pm 1ES) de los requerimientos de luz para germinar (RLG), para cada temperatura (25°C: ■ y 20/30°C: □) y población de *C. americana* y *C. trichotoma*..... 40

Figura 9. Media (\pm 1ES) de la proporción de semillas germinadas previo al secado (0 mes), luego del secado con CaNO₃ y LiCl (1 mes) y luego de 6 meses de almacenamiento a 35°C (○), 20°C (□), 5°C (Δ) y -20°C (◻) para las semillas de *C. americana* de Isla de Cañas (A, B) y de Pocoy (C, D) y de *C. trichotoma* de Aguas Calientes (E, F) y de Cedro Solo (G, H)..... 42

RESUMEN

Las especies del género *Cordia* en el noroeste de Argentina:**Conservación *in situ* y *ex situ***

Cordia americana y *C. trichotoma* son dos especies nativas de Argentina que tienen importancia forestal. En el noroeste del país se distribuyen principalmente en la Selva Pedemontana, una región fuertemente afectada por el impacto de las actividades humanas como la agricultura y la explotación forestal. El propósito principal de este trabajo fue generar información de base que permita establecer estrategias de conservación *in situ* y *ex situ* para estas dos especies. Específicamente se modeló la distribución geográfica potencial utilizando el programa MaxEnt, se analizó el impacto del avance de la frontera agropecuaria sobre la distribución, se identificó sitios para la colecta de germoplasma y se estudió la germinación y el comportamiento durante el almacenamiento de las semillas. Se identificaron numerosas poblaciones no conocidas en la actualidad de ambas especies. *Cordia americana* presenta una distribución más amplia en el noroeste argentino que *C. trichotoma*. Ambas especies se encuentran amenazadas por el avance de la frontera agropecuaria y han perdido más del 20% de su rango geográfico e incrementado fuertemente los niveles de fragmentación de sus rangos de distribución. El modelo de distribución generado con base en MaxEnt fue una herramienta útil para planificar la colecta de germoplasma. Ambas especies germinaron en luz y oscuridad. Las especies presentaron menos requerimientos de luz para germinar a temperaturas alternantes, lo que permitiría el establecimiento en micromabientes con restricciones de luz. Ambas especies presentan semillas ortodoxas cuya longevidad estaría afectada por el contenido de humedad de las semillas y la temperatura de almacenamiento, pudiendo ser conservadas en bancos de germoplasma. Con base en estos resultados ambas especies deberían ser incorporadas a las listas regionales de especies en peligro y a programas de conservación *in situ* y *ex situ*.

Palabras claves: Conservación, *Cordia*, especies forestales, germinación, germoplasma, MaxEnt, modelos de distribución, rangos geográficos.

ABSTRACT

Species of *Cordia* genus in the Northwest of Argentina:***In situ* and *ex situ* conservation**

Cordia americana and *C. trichotoma* are two native species of Argentina of forestry importance. In the Northwest of the country, both species are mainly distributed in the Pedemontana rain forest, an affected region by human activities such as agriculture and forestry. The main purpose of this work was to generate basic information of these two species in order to establish *in situ* and *ex situ* conservation strategies. Specifically, the potential-geographic distribution was modeled by the MaxEnt program, the impact of the advance of the agricultural frontier on their distribution was analyzed and sites of germplasm collection were identified. Germination and seeds storage behavior were also studied. For both species, many currently unknown populations were identified. *Cordia americana* has a wider distribution in northwestern Argentina than *C. trichotoma*. Both species are threatened by the advance of the agricultural frontier and have lost over 20% of its geographic range and the levels of fragmentation of their range have also increased. The distribution model generated by MaxEnt was a useful tool to plan germplasm collections. Both species germinated in light and in darkness conditions. These species showed less light requirements for seed germination at alternating temperatures, allowing their establishment in constrained light environments. *Cordia* species have orthodox seeds whose longevity would be affected by the seed moisture content and storage temperature, being able to be stored in genebanks. Based on these results both species should be incorporated into the regional lists of endangered species and in conservation *in situ* and *ex situ* programs.

Keywords: Conservation, *Cordia*, distribution models, forest species, geographic range, germination, germplasm, MaxEnt program.

INTRODUCCIÓN

La tierra posee más del 30 % de superficie cubierta por bosques, equivalente a 4000 millones de hectáreas (FAO 2010). Estas áreas boscosas contienen una elevada biodiversidad y poseen funciones protectoras, productivas y socioeconómicas. Sin embargo, la creciente demanda de alimentos y otros recursos, debido al aumento de la población, la falta de planificación y manejo en la obtención de los recursos, ha provocado una retracción significativa de la masa boscosa con el consecuente impacto sobre su biodiversidad. Las actividades humanas están actuando a diferentes escalas y las transformaciones que se detectan localmente forman parte de un cambio a niveles globales (Giam et al. 2010). La FAO en su última evaluación de los recursos forestales mundiales estimó que se pierden anualmente alrededor de 13 millones de hectáreas de bosques en el mundo, debido a la tala de árboles (FAO 2010).

Los ecosistemas boscosos son componentes esenciales de los ciclos biogeoquímicos e hidrológicos naturales, su transformación ha provocado pérdidas ambientales irreparables, y como resultado de esto también se han generado pérdidas económicas incalculables con marcadas consecuencias sociales (Primack 2008). El principal origen de la deforestación, fragmentación y degradación de los bosques es la actividad humana. En el último siglo es la causante de la mayor tasa de deforestación y fragmentación del paisaje principalmente por cambio en el uso del suelo. La falta de políticas forestales claras, prácticas insostenibles de extracción, la conversión de áreas boscosas a cultivos agrícolas, la ganadería extensiva y el cambio climático, están produciendo cambios irreversibles en el planeta (Giam et al. 2010; Achard 2009). Estos factores afectan principalmente a la diversidad forestal, de tal manera que, alrededor de 1000 especies de árboles se encuentran en la lista roja de la UICN

en la categoría de En Peligro Crítico (Oldfield 2008). Mantener la diversidad de especies arbóreas es vital para la permanencia y bienestar de la humanidad. Un ecosistema boscoso posee un enorme valor económico, ambiental y social. La degradación y reducción de su superficie, puede causar prácticamente la pérdida total de sus funciones. Además, muchas de las especies poseen gran importancia por su valor de uso ya que suplen necesidades de alimentos, combustibles, medicinas y materiales de construcción (Primack 2008). Las amenazas que sufre la diversidad forestal no solo afectan los usos actuales, sino también los futuros, ya que existen muchas especies que no se utilizan actualmente y poseen un valor de uso potencial (Primack 2008; Scheldeman y van Zonneveld 2011).

La Argentina, como la mayoría de los países de Latinoamérica, siguió la tendencia mundial de pérdida de sus superficies boscosas. La legislación relativa a los bosques nativos en Argentina se fue transformando a lo largo del tiempo. En sus comienzos la importancia de estos ecosistemas sólo estaba reflejada en un objetivo comercial asociado a la explotación de la madera. Con la sanción de la Ley 13.273 de “Defensa de la Riqueza Forestal” en el año 1948, se dio comienzo a una nueva etapa, con una concepción diferente de los Bosques Nativos que permitió encarar políticas forestales más integrales (SAyDS 2005). Sin embargo, y a pesar de la existencia de esta ley, las masas boscosas en Argentina siguieron en competencia con el sector agro-ganadero, perdiendo mucha superficie. Esta situación impulsó la sanción y promulgación de una nueva Ley referida a los bosques nativos en el 2007, la Ley N° 26.331 “Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos”. Esta nueva legislación regula la gestión de los bosques argentinos, proveyendo herramientas técnicas y financieras para la conservación y manejo sostenible de los bosques. La aplicación de la Ley 26.331 es obligatoria para las provincias

y establece que cada provincia debe realizar el Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos existentes en su jurisdicción. Para esta tarea la ley crea tres categorías de conservación estipuladas en el artículo 9, las cuales se pintarán en un mapa de diferentes colores según la categoría: Categoría I (rojo), II (amarillo) y III (verde). La categoría I incluye los bosques de alto valor de conservación que no deberán transformarse. En la categoría II, están incluidos los bosques con mediano valor de conservación en los cuales se permitirán actividades de uso sustentables como manejos forestales, silvopastoriles, recolección, turismo e investigaciones científicas. Por último, en la categoría III se agrupan a los bosques de bajo valor de conservación los cuales pueden ser transformados total o parcialmente (Ley 26.331). Con esta nueva legislación la Argentina se encuentra con un respaldo para emprender tareas de conservación; sin embargo, faltan investigaciones básicas que nos brinden herramientas para la toma de decisiones adecuadas para cada región.

El noroeste de Argentina es una de las regiones más diversas del país (Juárez et al. 2007), con una gran heterogeneidad ambiental que se expresa en la presencia de diferentes ecorregiones. Muchas especies de plantas nativas en esta región tienen valor de uso, siendo utilizadas como fuente de alimento, forraje, madera, leña, ornamento o son utilizadas como plantas aromáticas y medicinales. En esta región, las selvas subtropicales, pertenecen a la provincia fitogeográfica de las Yungas (Cabrera 1976), que en Argentina ocupan una superficie de 31000 km², comenzando en el límite con Bolivia, extendiéndose por Salta, Jujuy, Tucumán y norte de Catamarca (Malizia et al. 2012). Según la SAyDS en su informe sobre deforestación en la Argentina, la Selva Tucumano-Boliviana ha tenido una tasa de

deforestación en el período 1998-2002 de -0.32 %, provocando una pérdida de 47.751 hectáreas (SAyDS 2003).

Las Yungas en Argentina, constituyen la porción más meridional de una unidad mayor que comienza en Bolivia en las laderas húmedas de los andes tropicales y subtropicales, extendiéndose en este país 600 km de norte-sur, con menos de 100 km de ancho. Esta ecorregión, se caracteriza por presentar un régimen pluvial estival concentrado entre los meses de noviembre a marzo y por un marcado gradiente altitudinal que va desde los 400 a los 3000 msnm (Brown et al. 2005). Este rango altitudinal genera ambientes bien diferenciados: Selva Pedemontana, Selva Montana, Bosque Montano y los Pastizales de Neblina (Cabrera 1976; ABNA 2005; Brown 2006; Brown, 2009; Malizia et al. 2012). Cada uno de estos ambientes se caracterizan por un conjunto de factores climáticos que definen diferentes combinaciones de especies vegetales (Lomáscolo et al. 2010; Malizia et al. 2012).

La Selva Pedemontana se distribuye desde los 400 hasta los 900 msnm, con precipitaciones medias de 820 mm y temperatura media anual de 21.5°C. Las especies dominantes son *Calycophyllum multiflorum* (palo blanco), *Phyllostylon rhamnoides* (palo amarillo), *Handroanthus impetiginosus* (lapacho rosado), *Anadenanthera colubrina* (cebil), *Myroxylon peruiferum* (quina colorada), *Cordia trichotoma* (afata), *C. americana* (lanza blanca), *Enterolobium contortisiliquum* (pacará) y *Astronium urundeuva* (urundel). La Selva Montana se distribuye desde los 900 a los 1600 msnm., con precipitaciones medias anuales de 1800 mm y temperatura media anual de 11.7°C. Las especies que habitan este piso son *Ficus maroma*, *Cinnamomum porphyrium*, *Nectandra pichurim*, *Ocotea puberula*, *Inga edulis*, *I. marginata*, *I. saltensis*, *Tipuana tipu* y *Blepharocalix salicifolius*. El Bosque

Montano se extiende desde los 1600 hasta los 2300 msnm, mientras que los Pastizales de Neblina desde los 2300 a 3500 msnm (Brown 2005; Brown 2009; ABNA 2005; Tortorelli 2009).

La Selva Pedemontana ha sido históricamente explotada por el hombre, presentando en la actualidad una marcada degradación y retracción de su rango original debido al uso que le ha dado el hombre, principalmente por su menor pendiente y mayor accesibilidad (Brown 2009). Con el auge del ferrocarril sufrió una fuerte explotación durante el período 1876-1930 (Del Castillo et al. 2005), posteriormente en la segunda mitad del Siglo XX y hasta el presente se vio afectada por el proceso de expansión de la frontera agrícola. Estos cambios en el uso del suelo se debieron principalmente a la producción de caña de azúcar, tabaco y otras actividades agrícolas (Grau y Gasparri 2005). Según el Proyecto NOA II Forestal (Sachtler 1977), en la década del 70' la Selva Tucumano- Oranense junto con el Bosque de Transición abarcaba unas 2,5 millones de hectáreas que abastecían a la industria de la construcción no sólo con una variedad de maderas de diferentes especies, si no por el aprovechamiento de maderas preciosas, las cuales pertenecen a un grupo reducido de especies que fueron explotadas en un proceso que se llamó paradójicamente floreo. Este proceso consistió en la selección y extracción de los árboles que poseen excelentes características fenotípicas (diámetros grandes, buena altura, buen estado sanitario, entre otros) y se caracterizó por su absoluta falta de planificación (Minetti 2006; Del Castillo 2005). Las especies más explotadas fueron *Cedrela balansae*, *Amburana cearensis*, *Myroxylon peruiferum* y *Cordia trichotoma* (Sachtler 1977). A esto se agregó, principalmente en la última década, el cultivo de la soja; el que experimentó una explosión abrupta, que en la actualidad ocupa grandes extensiones a expensas del bosque (Paruelo et

al. 2005; Brown et al. 2005). Además de lo indicado precedentemente, la ecorregión de las Yungas en general, se ha visto afectada por la ganadería y por los incendios forestales, que en su mayoría son de origen humano (Grau, 2005). Estos factores han degradado y desbastado grandes superficies del bosque. En las yungas la expansión de las ciudades debido al crecimiento demográfico y la escasa planificación urbana, también ha sido un factor que afecta a los bosques (Brown et al. 2005).

Como consecuencia de todos estos factores la Selva Pedemontana ha perdido un alto porcentaje de superficie original, estando la superficie remanente fragmentada y degradada. Esta situación habría llevado a que muchas especies se hayan extinguido localmente o estén en proceso de declinación poblacional, lo que en general no ha sido evaluado (Brown et al. 2009). Este contexto pone de manifiesto la necesidad de generar información de base que permita definir estrategias de conservación, tanto *in situ* como *ex situ*, a nivel de especies y de hábitat para la Selva Pedemontana en particular y las Yungas de Argentina en general.

Los modelos de distribución geográfica y la conservación *in situ*

El área de distribución de una especie es una expresión compleja de su historia ecológica y evolutiva (Brown et al. 2009; Gaston 2003). Entre los factores que la determinan podemos citar la tolerancia y necesidades por ciertas condiciones del ambiente abiótico, la disponibilidad de otras especies con las cuales interactúan y la capacidad para dispersar y colonizar nuevos ambientes dentro de un periodo de tiempo determinado (Pulliam 2000; Peterson y Soberón 2005). Los predictores abióticos (topografía y clima) pueden reflejar restricciones del nicho fundamental, determinando el rango geográfico de

las especies a grandes escalas (Pearson y Dawson 2003), mientras que los patrones de distribución a escala pequeña parecen estar influenciados por interacciones bióticas (por ejemplo competencia, facilitación, entre otros), como así también por el uso del suelo y condiciones abióticas locales (microclima, tipos de suelo, contenido de nitrógeno, entre otros).

Para la gran mayoría de especies, la información sobre distribución geográfica es limitada y en muchos casos sólo circunscripta a registros de herbarios o colecciones de museos. Estos registros están sesgados hacia ciertas regiones y en general hacia sitios que tienen mayor accesibilidad (Soberón et al. 2007). Otro problema asociado con la calidad de esos datos es que los muestreos no siempre han registrado todas las especies presentes en el sitio estudiado.

Más allá de las causas que explican la distribución geográfica de una especie, la distribución *per se*, expresada en un mapa de distribución geográfica, es un insumo de gran importancia en estudios biogeográficos, ecológicos y de planificación para la conservación de la biodiversidad. En consecuencia muchos avances se han realizado para la obtención de mapas de distribución geográfica de las especies que intentan subsanar el sesgo del uso de registros de colecciones o del uso de mapas confeccionados por especialistas. En este sentido los Modelos de Distribución de Especies (MDS) basados en el principio del nicho ecológico representan avances significativos, a lo que debe sumarse al uso de equipos de cómputo y herramientas tecnológicas como los sistemas de información geográfica. Los MDS construyen un mapa de hábitat disponible dónde la especie puede distribuirse, representando mapas potenciales por cuánto por causas históricas o ecológicas, las especies no necesariamente viven en toda la expresión del resultado del modelo. A pesar de estas

limitaciones, representan avances significativos que han tenido uso en las disciplinas indicadas previamente, como así también para identificar poblaciones que no son conocidas en la actualidad o que ya se han extinguido (por ejemplo por cambio en el uso del suelo), información que puede ser utilizada con fines taxonómicos, ecológicos y para establecer estrategias de conservación, tanto *in situ* como *ex situ*.

Conservación *ex situ*

La conservación de especies fuera de su hábitat natural, denominada conservación *ex situ*, adquiere cada día más relevancia como parte de una estrategia para conservar la diversidad biológica existente en el mundo (Gold et al. 2004). Esta estrategia surge como una medida complementaria a los mecanismos de conservación *in situ*, orientados principalmente a resguardar y mantener la diversidad biológica en sus ambientes naturales (Naciones Unidas 1992).

El almacenamiento de la diversidad genética en forma de semillas es el método de conservación *ex situ* mejor investigado, más ampliamente usado y más conveniente, ya que por tratarse de un método práctico y económico, permite conservar por largo tiempo y en un espacio reducido muestras representativas de la diversidad genética de una gran cantidad de especies de plantas (Gold et al. 2004; Engels y Visser 2007). Es por eso, que en ellos se encuentra el 90% de los seis millones de accesiones mantenidos en colecciones *ex situ* en todo el mundo (Gold et al. 2004; Kameswara Rao et al. 2007).

La conservación de semillas en bancos de germoplasma consiste en secar las semillas hasta bajos contenidos de humedad (3-7%) y almacenarlas a bajas temperaturas ($\leq 10^{\circ}\text{C}$). Este método es apto para un gran número de especies cuyas semillas toleran la

deseccación (ortodoxas; Roberts 1973). Bajo estas condiciones, las semillas pueden sobrevivir décadas e incluso siglos, representando una medida segura de resguardo de la diversidad genética contra la pérdida de poblaciones *in situ* (Gold et al. 2004). Sin embargo, existen otras especies cuyas semillas toleran parcialmente o no toleran la desecación, denominadas intermedias y recalcitrantes respectivamente (Roberts 1973; Hong y Ellis 1996). Para la conservación de estas especies se utilizan otros métodos de conservación *ex situ* como la conservación *in vitro* y/o la criopreservación.

El tiempo que las semillas sobreviven en el banco de semillas del suelo o en un banco de germoplasma tiene importantes implicancias para la conservación y la ecología de las especies (Walters et al. 2005). La longevidad de las semillas es una característica que se adquiere durante el desarrollo, y depende de los atributos genéticos, la sanidad de la planta madre, las condiciones ambientales, el momento de la cosecha, el secado y el ambiente al que han estado sometidas las semillas previo al almacenamiento. Es por ello que existe una gran variación entre especies, entre poblaciones de la misma especie y entre semillas de la misma población (Hong y Ellis 1996; Hay y Smith 2003). En los bancos de germoplasma, diferencias en las respuestas a la humedad relativa y a la temperatura requieren ajustes en las condiciones de almacenamiento para asegurar que las semillas no se dañen por los procedimientos estándares utilizados en los bancos (Hong y Ellis 1996). Es por ello que se deben desarrollar protocolos para cada especie a fin de optimizar las operaciones básicas que se llevan a cabo en los bancos de germoplasma para las colecciones de especies silvestres. Esto requiere a su vez un conocimiento en profundidad de la biología de las semillas, particularmente de la germinación, dormición y su respuesta a las condiciones de almacenamiento (humedad relativa y temperatura). Sin embargo, este tipo de información

es extremadamente difícil de adquirir en muchos casos para especies silvestres debido a la escasa disponibilidad de semillas para conducir experimentos que diluciden el significado de los factores interactuantes (Kameswara Rao et al. 2007).

El género *Cordia*

El género *Cordia* (Cordiaceae) comprende 300 especies de distribución pantropical, con centros de diversidad en América y África. Los países con mayor diversidad de especies son México, Perú y Brasil (Gottschling et al. 2005). Muchas especies de este género, a lo largo de su distribución son elementos conspicuos de la vegetación boscosa de la que forman parte. Desde el punto de vista ecológico, los estudios realizados al presente, indican que las especies de este género son tolerantes a la sombra (Bazzaz y Pickett 1980; Augspurger 1984; Bongers et al. 1988; Carvalho 1994; Van Groenendael et al. 1996; Khurana y Singh 2001; Campanello et al. 2008; 2011; Monti et al. 2014). Los estudios que apoyan esta clasificación están basados en variables ecofisiológicas de individuos jóvenes y en la respuesta del crecimiento de plántulas y renuevos a la sombra (Bazzaz y Pickett 1980; Augspurger 1984; Khurana y Singh 2001; Campanello et al. 2008; 2011; Monti et al. 2014) y en menor medida con base en la capacidad que las semillas tienen de germinar a la sombra (Ray y Brown 1994; Guariguata 2000). Con relación a la fase de semilla se ha indicado que estas son endospermadas (Souza 2008) y no presentan dormición (Carvalho 1994; Guariguata 2000; Salazar 2000; Sautu et al. 2007); aunque algunos estudios han registrado baja capacidad germinativa de las semillas (Van Groenendael et al. 1996; Sautu et al. 2006; 2007). Los estudios sobre respuesta germinativa a la luz son escasos, con algunas especies comportándose como fotoblásticas positivas (*C. africana*; Yirdaw y

Leinonen 2002) y otras como indiferentes a la luz (*C. rickseckeri*, Ray y Brown 1994; *C. alliodora*, Guariguata 2000).

En Argentina se distribuyen cuatro especies de este género, de las cuales dos son comunes a la región noreste y noroeste del país. Esas especies, *Cordia americana* y *C. trichotoma*, son las que tienen valor como forestales, proveyendo madera de calidad por lo cual son llamadas especies de madera preciosa. En el noroeste del país son dominantes en la selva Pedemontana de las Yungas (Brown et al. 2002). Las especies han sido clasificadas como tolerantes a la sombra, siendo *C. americana* más tolerante que *C. trichotoma* (Campanello et al. 2008; Montti et al. 2014). *Cordia americana* es un árbol siempre verde, con tasas de crecimiento más baja, más tolerante a la sombra y con madera más densa que *C. trichotoma*, la que es una especie decidua (Campanello et al. 2011; Montti et al. 2014).

Cordia trichotoma se usa principalmente para aberturas, cabos para herramientas, revestimientos y muebles, mientras que la madera de *C. americana* se usa para construcciones civiles y navales, vigas, postes y cabos de herramientas (Carvalho 1994; Ruschel et al. 2003). Debido a la amenaza potencial que enfrentan a causa de su uso y al hecho de que sus distribuciones en el noroeste de Argentina se encuentran asociadas a regiones con aptitud agrícola se hace necesario desarrollar estudios que permitan establecer estrategias de conservación *in situ* y *ex situ*.

OBJETIVOS

Objetivo general

El propósito principal de esta tesis fue generar información de base que permita establecer estrategias de manejo y conservación (*in situ* y *ex situ*) para las especies nativas del género *Cordia* del noroeste de Argentina que tienen importancia forestal.

Objetivos específicos

Los objetivos específicos de la presente tesis fueron: 1) Modelar la distribución potencial de *Cordia americana* y *C. trichotoma*, 2) elaborar mapas de distribución (presencia-ausencia) para ambas especies en el noroeste de Argentina con base en la validación del modelo en terreno, 3) Analizar el impacto del avance de la frontera agropecuaria sobre la distribución de ambas especies, 4) Identificar y seleccionar sitios para la colecta de germoplasma y 4) Estudiar las respuestas germinativas de las semillas a la luz y el comportamiento durante el almacenamiento de las semillas.

Hipótesis

1.- La distribución geográfica modelada con base en MaxEnt será útil para identificar poblaciones no conocidas de *C. americana* y *C. trichotoma* en el noroeste de Argentina y para planificar programas de conservación *in situ* y colecta de germoplasma de ambas especies en esta región.

2.- Debido a que las dos especies estudiadas se distribuyen principalmente en la Selva Pedemontana, la región más afectada por el avance de la frontera agropecuaria debido a su aptitud para esta actividad, se encuentran amenazadas por este factor en el noroeste de Argentina. Esto se expresará en una retracción del rango geográfico y en un incremento en los niveles de fragmentación del mismo.

3.- De acuerdo a estudios realizados con base en características ecofisiológicas de individuos jóvenes (Montti et al. 2014), las especies del género *Cordia* estudiadas presentan comportamiento intermedio en relación a sus requerimientos de luz para germinar. Por lo tanto, se espera que la respuesta germinativa a la luz sea de tipo indiferente.

4.- *Cordia americana* y *C. trichotoma* presentan semillas con comportamiento ortodoxo y su longevidad se verá afectada por el contenido de humedad y la temperatura de almacenamiento.

1. MATERIALES Y METODOS

1.1. Área de estudio

El área de estudio abarca el Noroeste Argentino conformado por las Provincias de Jujuy, Salta, Tucumán, Catamarca y Santiago del Estero. La temperatura media anual es de 15.3 °C, con una mínima de -6°C y una máxima 22.9 °C. La precipitación media anual es de 481 mm (WorldClim; Hijmans et al. 2005). En esta región están representadas ocho ecoregiones: Puna Andina Central Seca, Puna Andina Central, Monte Alto, Estepa Andina Sureña, Chaco Seco, Chaco Húmedo, Yungas Andinas Sureñas y Espinal (Olson y Dirnestein 2002).

1.2. Las especies estudiadas

Cordia trichotoma (afata) es un árbol de hasta 20 m de altura y 60cm de diámetro a la altura del pecho (DAP), posee una corteza castaño-grisácea con surcos longitudinales. Con ramas jóvenes pubescentes. Hojas simples, alternas con pecíolos de 1-4 cm de longitud, pubescentes, láminas de 4.5-15 cm por 3-8 cm de ancho, lanceoladas, haz glabro y envés con pubescencia densa. Árbol polígamo con flores muy abundantes dispuestas en una inflorescencia en cimbras paniculiformes, formada por flores masculinas y hermafroditas. Corola blanca, perfumada, infundibiliforme. Ovario súpero de 5 mm de largo, con cuatro lóculos con un óvulo en cada lóculo, de los cuales sólo uno es fértil (Klekailo 2010). El fruto es de forma elipsoidal, el cual posee una semilla de 6 mm de largo y 2 mm de diámetro. La dispersión es anemocórica, donde el cáliz y la corola facilitan la dispersión (Cabrera 1976; Carvalho 1994; Dimitri et al. 2000; Tortorelli 2009). Esta especie pertenece al grupo de las maderas preciosas según el Proyecto NOA II Forestal (Sachtler 1977). Posee una madera de textura mediana, heterogénea, grano sinuoso levemente oblicuo,

atractiva en el corte radial. Madera liviana a semipesada (0,640 kg/dm³), es una de las maderas de árboles nativos que se exporta debido a su elevado valor decorativo (Sachtler 1977).

Cordia americana (lanza blanca) es un árbol que generalmente no excede los 20 m de altura total y 50 a 60 cm de diámetro. Posee en la parte inferior del fuste unas típicas costillas que son una continuación de sus raíces y contribuyen a su sostén. Su corteza es grisácea poco rugosa; ramas jóvenes ligeramente pubescentes, luego glabras. Hojas simples, alternas, lanceoladas, elípticas, reunidas hacia el extremo de las ramitas, algo coriáceas; discoloras, verde-oscuras y lustrosas en el haz y más claras y opacas en el envés, con pecíolos de 1-5 cm de largo, glanduloso-pubérulos o glabros y láminas de 4-9 cm de longitud por 1.5-3 cm de ancho. Posee flores hermafroditas blancas o verdoso-amarillentas dispuestas en una inflorescencia en panojas terminales. El cáliz y la corola presentan 5 segmentos elípticos u obovados, el fruto es una drupa globosa a globosa-cónica de 5 mm de largo con una semilla por aborto de las restantes (Cabrera 1978; Carvalho 1994; Dimitri et al. 1998; Tortorelli 2009). La madera de esta especie se clasifica como pesada (0,800 kg/dm³), de textura fina a mediana, heterogénea, de grano derecho, con un leve brillo natural. Es una madera muy flexible y resistente al choque, razón por la cual se la utiliza para la fabricación de cabos de herramientas (Sachtler 1977; Dimitri 2000).

1.3. Modelación de la distribución de las especies

Para obtener la distribución potencial de cada una de las especies se utilizó el programa MaxEnt (Maximum Entropy; Phillips et al. 2006). Este programa fue desarrollado por Phillips et al. (2006) para estimar la distribución probabilística de un objeto, tal como la distribución espacial de una especie (Phillips et al. 2006; Graham y Hijmans 2006). MaxEnt usa la máxima entropía como marco para generalizar observaciones específicas de la presencia de una especie, y no requiere ni incorpora puntos de ausencia.

Para usar el modelo se requieren de dos tipos de datos de entrada: los puntos de registro para cada especie y las coberturas geográficas de parámetros ambientales que pueden, potencialmente, limitar la capacidad de supervivencia de la especie en cuestión (Phillips et al. 2006). En el presente trabajo los puntos de registros que se utilizaron correspondieron a los ejemplares de herbario del Instituto de Botánica Darwinion y de la Fundación Miguel Lillo.

Para MaxEnt la totalidad de píxeles del área de estudio (en nuestro caso Argentina) constituye el espacio en donde se define una distribución de probabilidades (la probabilidad de que la especie esté presente va de 0 a 1). Los píxeles que albergan un registro de presencia constituyen puntos de muestra, y las variables asociadas a ese punto son las características que explican la ocurrencia de ese punto. Esto constituye las restricciones para el resto de celdas que no contienen un registro georeferenciado (Phillips et al. 2006; Phillips y Dudík 2008). Las coberturas de variables ambientales que se utilizaron fueron 20. Diecinueve de ellas describen las variables bioclimáticas según WorldClim (Hijmans et al. 2005; Tabla 1). La otra variable fue la altitud. El modelo de elevación digital se obtuvo a partir de datos de elevación provenientes de imágenes de radar capturadas a través de

Shuttle Radar Topography Mission. Para el tratamiento del modelo de elevación digital se utilizó el software ArcGis 9.

Tabla 1. Variables bioclimáticas utilizadas para modelar la distribución potencial de *Cordia americana* y *C. trichotoma*.

Variables
Estacionalidad en la temperatura
Isotermalidad
Precipitación anual
Precipitación en el trimestre más cálido
Precipitación en el período más lluvioso
Precipitación en el período más cálido
Precipitación en el trimestre más frío
Precipitación en el trimestre más lluvioso
Precipitación en el trimestre más seco
Estacionalidad de la precipitación
Rango medio diario de temperatura
Rango anual de temperatura
Temperatura máxima del mes más caluroso
Temperatura media anual
Temperatura media en el trimestre más caluroso
Temperatura media en el trimestre más frío
Temperatura media en el trimestre más lluvioso
Temperatura media en el trimestre más seco
Temperatura mínima del período más frío

Para evaluar la efectividad del programa en predecir la distribución de las dos especies estudiadas, se utilizaron las curvas ROC (*Receiver Operating Characteristic*) y el

AUC (área bajo la curva), provistas por MaxEnt. La curva ROC representa los pares ordenados de especificidad y sensibilidad de cada píxel, que expresan la exactitud diagnóstica. Cuando se utiliza una prueba dicotómica (presencia/ausencia de la especie), la sensibilidad es la probabilidad de predecir correctamente la presencia de una especie en un píxel en que estaba presente, razón por la que también es denominada fracción de verdaderos positivos. La especificidad es la probabilidad de predecir la ausencia de una especie en un píxel en el que la especie no había sido registrada y es igual al resultado de restar a uno la fracción de falsos positivos. Se especificó el 25% de los registros para que sean seleccionados aleatoriamente como puntos de prueba.

Una vez obtenida la distribución potencial de cada especie se transformó el mapa de probabilidades en un mapa de presencia-ausencia. Para ello, fue necesario determinar un valor umbral para reclasificar la probabilidad de ocurrencia y obtener mapas de presencia/ausencia. Así, se evaluó el desempeño de diversos criterios para determinar el umbral de corte: el valor 0.5; el valor de prevalencia observada, el que iguala la prevalencia observada con la predicha; el valor medio de la probabilidad predicha; el valor mediano de probabilidad predicha; el valor que iguala la sensibilidad y la especificidad, y los valores mayores a 0.20, 0.40, 0.60 y 0.8. Para ello se seleccionaron al azar, de la distribución potencial de cada especie, 60 puntos (probabilidades) para registrar la presencia/ausencia de cada especie en el campo. Debido a la dificultad de ingresar a algunos sitios se validaron 55 puntos para *Cordia americana* y 56 puntos para *C. trichotoma*. Con esta información se construyeron las matrices de confusión y se determinó qué criterio de corte tiene mejor desempeño calculando: el máximo valor (sensibilidad + especificidad), sensibilidad, especificidad, el máximo coeficiente kappa, el máximo porcentaje de clasificaciones

correctas y el mínimo valor absoluto (sensibilidad – especificidad). Usando las curvas de sensibilidad y especificidad, superpuestas en un mismo gráfico, se determinó un punto de corte comúnmente llamado *threshold* (valor en el que se cruzan ambas curvas), determinando así el valor de la variable predictora para el cual la sensibilidad y la especificidad se igualan (Liu et al. 2005).

Los mapas de presencia-ausencia de cada una de las especies definidos con base en lo descrito en el párrafo anterior, se usaron para evaluar el impacto del cambio en el uso del suelo sobre el rango geográfico de cada una de las dos especies. Para ello, el mapa de presencia-ausencia obtenido para cada especie fue filtrado con una cobertura del uso de la tierra que describe la expansión de la agricultura en la región noroeste hasta el 2009 (Volante, datos no publicados). Esta capa discrimina la pérdida acumulada de vegetación natural debido a la expansión de la agricultura hasta el año 2009. De esta manera se determinó la pérdida de rango geográfico (en superficie y en porcentaje) y el incremento de la fragmentación (número de fragmentos y porcentaje de incremento) para cada una de las dos especies del género *Cordia* estudiadas.

A fin de determinar sitios para la colecta de germoplasma se seleccionaron al azar 30 puntos de presencia potencial de acuerdo a las distribuciones potenciales construidas con base en el umbral de corte definido para cada una de las especies. Para ello, el total de puntos disponibles se filtraron usando como restricción que cada punto de muestreo no supere una distancia de 500 m de una ruta, autopista o camino transitable. Cada punto fue evaluado en el campo, extrayéndose frutos-semillas para ser utilizados en los ensayos de laboratorio.

1.4. Respuesta a la luz y comportamiento al almacenamiento

Para cada especie se seleccionaron dos localidades, Isla de Cañas y Pocoy para *C. americana* y Cedro Solo y Aguas Calientes para *C. trichotoma* (Tabla 2). En cada una de ellas se identificó una población en la cual se registraron todos los individuos reproductivos.

Tabla 2. Localidad, latitud, longitud, altitud, temperatura y precipitación media anual (media \pm 1DS) de los sitios de colecta de las semillas de *C. americana* y *C. trichotoma*.

Especie	Localidad	Latitud	Longitud	Altitud (msnm)	Temperatura (°C)	Precipitación (mm)
<i>Cordia americana</i>	Isla de Cañas (Salta)	22° 58.514' S	64° 33.099' W	628	21.1 \pm 3.9	1042 \pm 896
	Pocoy (Salta)	22° 44.076' S	64° 01.725' W	477	22.1 \pm 4.0	963 \pm 799
<i>C. trichotoma</i>	Aguas Calientes (Jujuy)	23° 45.766' S	64° 30.404' W	714	21.3 \pm 3.9	794 \pm 691
	Cedro Solo (Salta)	23° 15.947' S	64° 27.385' W	504	22.0 \pm 3.9	916 \pm 797

Durante el período de dispersión natural (septiembre-noviembre), se cosecharon numerosas semillas de al menos 5 individuos por especie y población, las que fueron llevadas al laboratorio, limpiadas y almacenadas a $5 \pm 2^\circ\text{C}$. Se determinó el peso promedio de las semillas, pesando individualmente 25 semillas cada una en una balanza de precisión (Denver Instrument APX-200). Se evaluó su viabilidad mediante una prueba de tetrazolio siguiendo la metodología propuesta por ISTA (2008).

La respuesta a la luz de las semillas para cada especie y población, se evaluó bajo dos regímenes de temperatura. Para ello, se utilizaron cuatro repeticiones de 25 semillas cada una, las que fueron colocadas en cajas de Petri con papel de filtro e incubadas en cámaras de germinación a 25°C y $20/30^\circ\text{C}$, con un fotoperíodo de 8/16h luz/oscuridad y en oscuridad total. En el tratamiento de oscuridad total, las cajas de Petri fueron cubiertas con papel de aluminio y colocadas en bolsas de polietileno negras. En el experimento a temperatura alternante, el periodo de luz coincidió con la temperatura más alta. Los recuentos de germinación para los tratamientos de luz se realizaron diariamente por un período de 30 días, mientras que para los de oscuridad se realizaron una vez finalizado el ensayo. Se tomó como criterio de germinación la emergencia de la radícula. A partir de los datos obtenidos, se estimó la proporción de semillas germinadas, el tiempo medio de germinación (TMG) y los requerimientos de luz para germinar (RLG). El TMG en días fue calculado como:

$$\Sigma (D n) / \Sigma n$$

donde n es el número de semillas que germinó en el día D y D es el número de días desde el comienzo del ensayo de germinación (Pritchard y Miller 1995). El RLG se estimó como:

$$\text{RLG} = G_l / (G_d + G_l)$$

donde *G_l* es la proporción de semillas germinadas en el tratamiento de luz y *G_d* la proporción de semillas germinadas en el tratamiento de oscuridad. Los valores de RLG pueden variar entre 0, cuando la germinación ocurre sólo en oscuridad, y 1 cuando la germinación ocurre sólo en luz (Milberg et al. 2000).

Para determinar si las semillas son ortodoxas, intermedias o recalcitrantes, se siguió la metodología propuesta por Hong y Ellis (1996). Para ello, inicialmente para cada especie y población se determinó el contenido de humedad (CH) inicial de las semillas (ISTA 2008) y se evaluó su capacidad germinativa. Luego lotes de semillas fueron colocados en cajas de Petri dentro de desecadores a temperatura ambiente (25°C) con CaNO₃ (generando una humedad relativa del 51%) o con LiCl (generando una humedad relativa del 13%). La humedad relativa generada en cada desecador se determinó a través de un sensor de temperatura y humedad relativa (HOBO U14, data logger). Una vez que las semillas equilibraron su CH con la sal en la que se encontraban se determinó nuevamente el CH y la capacidad germinativa. Inmediatamente, las semillas de cada tratamiento fueron colocadas en bolsas de aluminio trilaminadas, selladas herméticamente y almacenadas a 35°, 15°, 5° y -20°C, durante 6 meses. Al cabo de ese tiempo se determinó nuevamente el CH y la capacidad germinativa. En todos los casos, para evaluar la capacidad germinativa se utilizaron al menos dos repeticiones de 25 semillas cada una (dependiendo de la disponibilidad de semillas) que fueron colocadas en cajas de Petri con papel de filtro e incubadas en una cámara de germinación a 20/30°C con fotoperíodo de 8/16 h luz/oscuridad.

Para evaluar si el peso promedio de las semillas varió entre especies y entre poblaciones de la misma especie, se realizó un ANOVA, en el que el factor poblaciones se

consideró anidado dentro de la especie. Asimismo, para cada especie, se evaluó si la proporción de semillas germinadas en luz, el TMG y el RLG fueron afectados por la temperatura, población y/o por su interacción mediante un ANOVA. En todos los casos, se utilizó la prueba DGC (Di Rienzo et al. 2002) para comparar las medias en los casos en que las diferencias resultaron significativas. A fin de evaluar si hubo diferencias en la proporción de semillas germinadas antes y después de secarlas con CaNO_3 o LiCl , se utilizó la prueba exacta de Irwin Fisher que permite realizar esta comparación aun cuando el tamaño de la muestra sea pequeño (Balzarini et al. 2011). Asimismo, se realizó un ANOVA para evaluar si la proporción de semillas germinadas se vio afectada por la temperatura y el tipo de secado (CaNO_3 o LiCl) luego de 6 meses de almacenamiento. Para el análisis se utilizó la transformación arco seno de la raíz cuadrada de la proporción de semillas germinadas. Se realizó la prueba de comparaciones múltiples de medias DGC para comparar las medias en los casos en que las diferencias resultaron significativas.

2. RESULTADOS

2.1. Distribución potencial de las especies

De acuerdo a las curvas ROC la distribución potencial modelada se ajustó para las dos especies analizadas. *Cordia americana* presentó un valor de AUC de 0.975 ± 0.006 , mientras que *C. trichotoma*, un valor de AUC de 0.980 ± 0.007 . En la Figura 1 se muestra el mapa de distribución potencial en probabilidades de *C. americana* en Argentina y en la Figura 2, el correspondiente a *C. trichotoma*. Para ambas especies, y de acuerdo a la prueba de Jackknife, provista por el programa MaxEnt, la variable ambiental que provee una mayor ganancia en el modelo cuando es usada de manera aislada (y por lo tanto parece tener la información útil por si misma) fue la temperatura promedio del trimestre más frío, mientras que la variable que disminuye la ganancia en el modelo cuando es omitida (y por lo tanto parece tener la mayor información que no está presente en las otras variables) fue la estacionalidad de la temperatura.

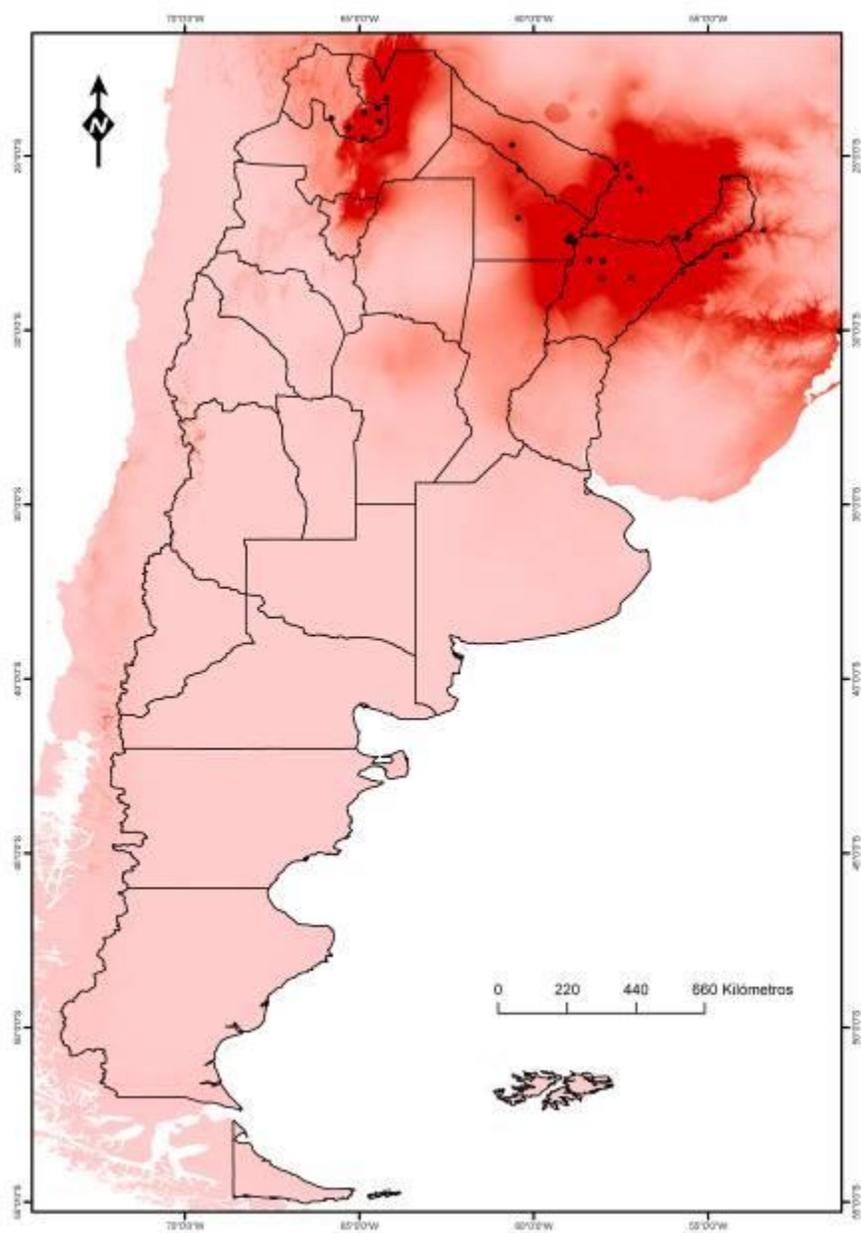


Figura 1. Distribución potencial de *C. americana* en Argentina. La distribución se expresa en probabilidades de ocurrencia de la especie. Rojo intenso indica mayor probabilidad de ocurrencia. Los puntos en negro indican los registros reales con los que se construyó el modelo de distribución.

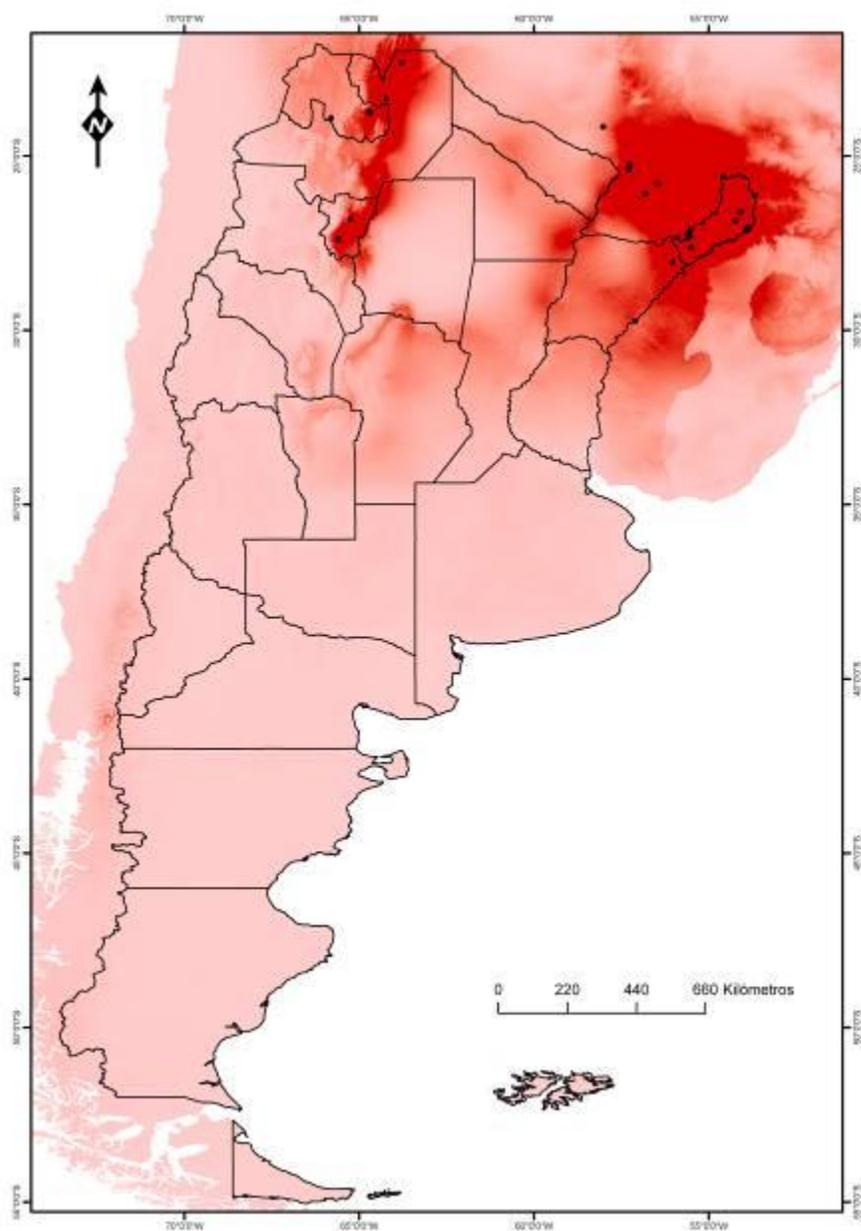


Figura 2. Distribución potencial de *C. trichotoma* en Argentina. La distribución se expresa en probabilidades de ocurrencia de la especie. Rojo intenso indica mayor probabilidad de ocurrencia. Los puntos en negro indican los registros reales con los que se construyó el modelo de distribución.

De acuerdo a los valores obtenidos para cada índice de desempeño, el umbral de corte para definir el mapa de presencia-ausencia de *C. americana* fue 0.44, ya que cuatro de seis índices de desempeño (Sensibilidad, especificidad, estadístico Kappa y % de clasificación correcta) indican que esta probabilidad es la más eficiente como umbral de corte (Tabla 3). Para *C. trichotoma*, los valores de los índices de desempeño utilizados indican que 0.596 debería ser usado como umbral de corte para definir el mapa de presencia-ausencia para esta especie (Tabla 4). Con base en estos resultados en las Figuras 3 y 4 se indica la distribución potencial ajustada al umbral de corte obtenido para *C. americana* y *C. trichotoma*, respectivamente. Para la primera de las especies, la distribución geográfica en el noroeste de Argentina cubre un área apenas superior a las 3455000 has. La mayor proporción de la distribución para esta especie ocurre en la provincia de Salta, seguida de Jujuy, Tucumán y finalmente Santiago del Estero con la menor proporción. El rango geográfico de esta especie está constituido por 222 fragmentos (Figura 3, Tabla 4).

Para *C. trichotoma* la distribución geográfica en el noroeste de Argentina cubre una superficie algo mayor a las 1292000 has, distribuyéndose principalmente en las provincias de Salta y Jujuy, con una proporción de superficie muy pequeña en Santiago del Estero. La distribución está constituida por 116 fragmentos (Figura 4, Tabla 5).

Tabla 3. Valores de los índices de desempeño (primera columna) para cada criterio de umbral de corte para *C. americana*. En la primera fila se indican los criterios de umbral de corte y en la segunda fila los valores de corte (probabilidad). p: probabilidad, M: media, Me: mediana, Pr O: Prevalencia observada, S=E: Sensibilidad = Especificidad, Pr O=Pr P: Prevalencia observada= Prevalencia predicha, S-E: Sensibilidad-Especificidad, S+E: Sensibilidad+ Especificidad. En negrita se indica el valor del índice de desempeño que indica cual es el umbral de corte más eficiente.

Criterio	p> 0.2	p> 0.4	p> 0.6	p> 0.8	M	Me	Pr O	S=E	Pr O=Pr P	p=0.5
Valor de corte	0.2	0.4	0.6	0.8	0.48	0.54	0.44	0.567	0.59	0.5
Sensibilidad	0.458	0.564	0.550	0.400	0.581	0.586	0.606	0.600	0.524	0.586
Especificidad	1.000	1.000	0.686	0.600	0.833	0.808	0.909	0.767	0.676	0.808
Kappa	0.177	0.430	0.231		0.397	0.388	0.476	0.370	0.198	0.388
(S-E)	-0.542	-0.436	-0.136	-0.200	-0.253	-0.221	-0.303	-0.167	-0.153	-0.221
(S+E)	1.458	1.564	1.236	1.000	1.414	1.394	1.515	1.367	1.200	1.394
% Clasificación										
Correcta	52.727	69.091	63.636	0.000	69.091	69.091	72.727	69.091	61.818	69.091

Tabla 4. Valores de los índices de desempeño (primera columna) para cada criterio de umbral de corte para *C. trichotoma*. En la primera fila se indican los criterios de umbral de corte y en la segunda fila los valores de corte (probabilidad). p: probabilidad, M: media, Me: mediana, Pr O: Prevalencia observada, S=E: Sensibilidad = Especificidad, Pr O=Pr P: Prevalencia observada= Prevalencia predicha, S-E: Sensibilidad-Especificidad, S+E: Sensibilidad+ Especificidad. En negrita se indica el valor del índice de desempeño que indica cual es el umbral de corte más eficiente.

Criterio	p> 0.2	p> 0.4	p> 0.6	p> 0.8	M	Me	Pr O	S=E	Pr O=P	p=0.5
Valor de corte	0.2	0.4	0.6	0.8	0.475	0.516	0.34	0.596	0.638	0.5
Sensibilidad	0.365	0.500	0.700	0.339	0.586	0.607	0.487	0.714	0.667	0.607
Especificidad	1.000	0.950	0.861	0.661	0.926	0.929	1.000	0.886	0.816	0.929
Kappa	0.076	0.379	0.567		0.506	0.536	0.366	0.612	0.476	0.536
(S-E)	-0.635	-0.450	-0.161	-0.321	-0.340	-0.321	-0.513	-0.171	-0.149	-0.321
(S+E)	1.365	1.450	1.561	1.000	1.512	1.536	1.487	1.600	1.482	1.536
% Clasificación										
correcta	41.071	66.071	80.357		75.000	76.786	64.286	82.143	76.786	76.786

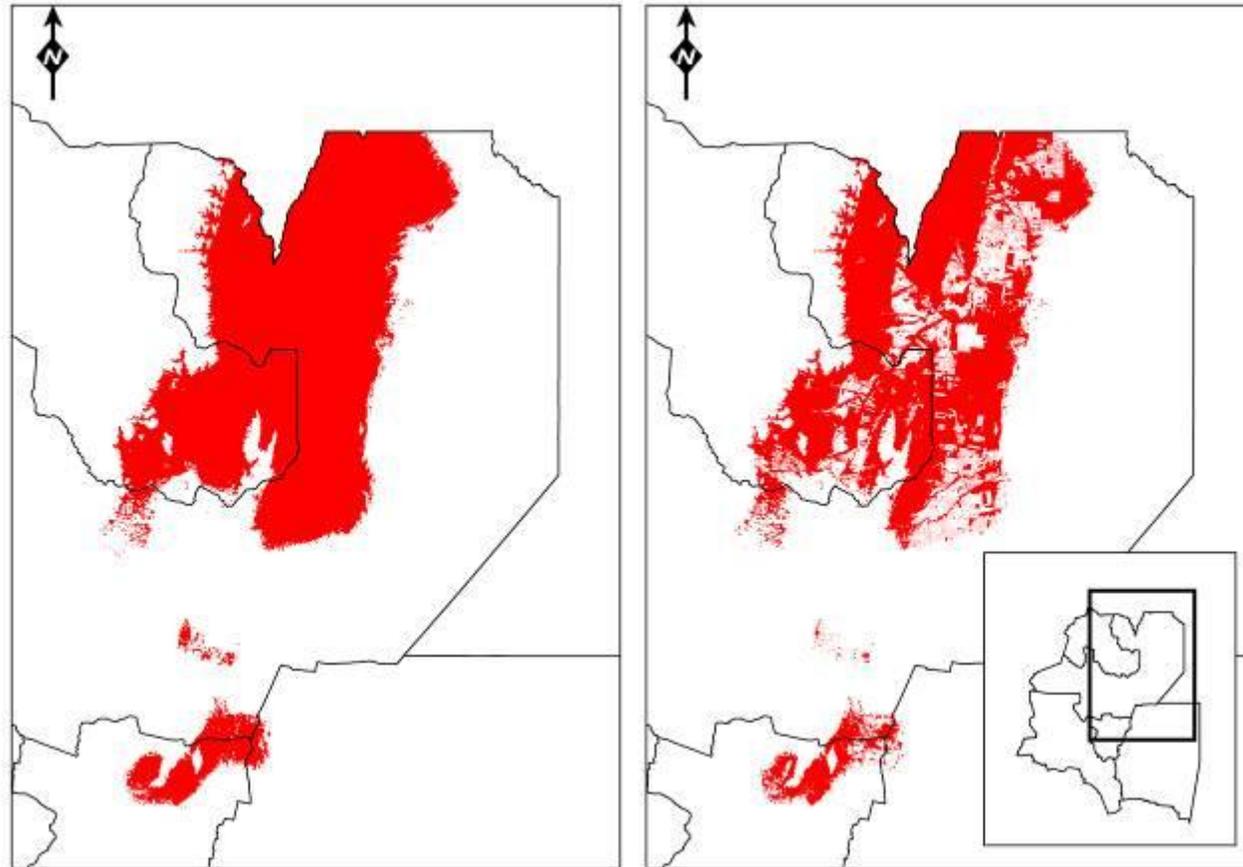


Figura 3. Distribución potencial de *C. americana* en Argentina. A la izquierda la distribución ajustada con un umbral de corte de 0.44. A la derecha la distribución potencial ajustada con un umbral de corte de 0.44 indicando la pérdida debido al cambio en el uso del suelo.

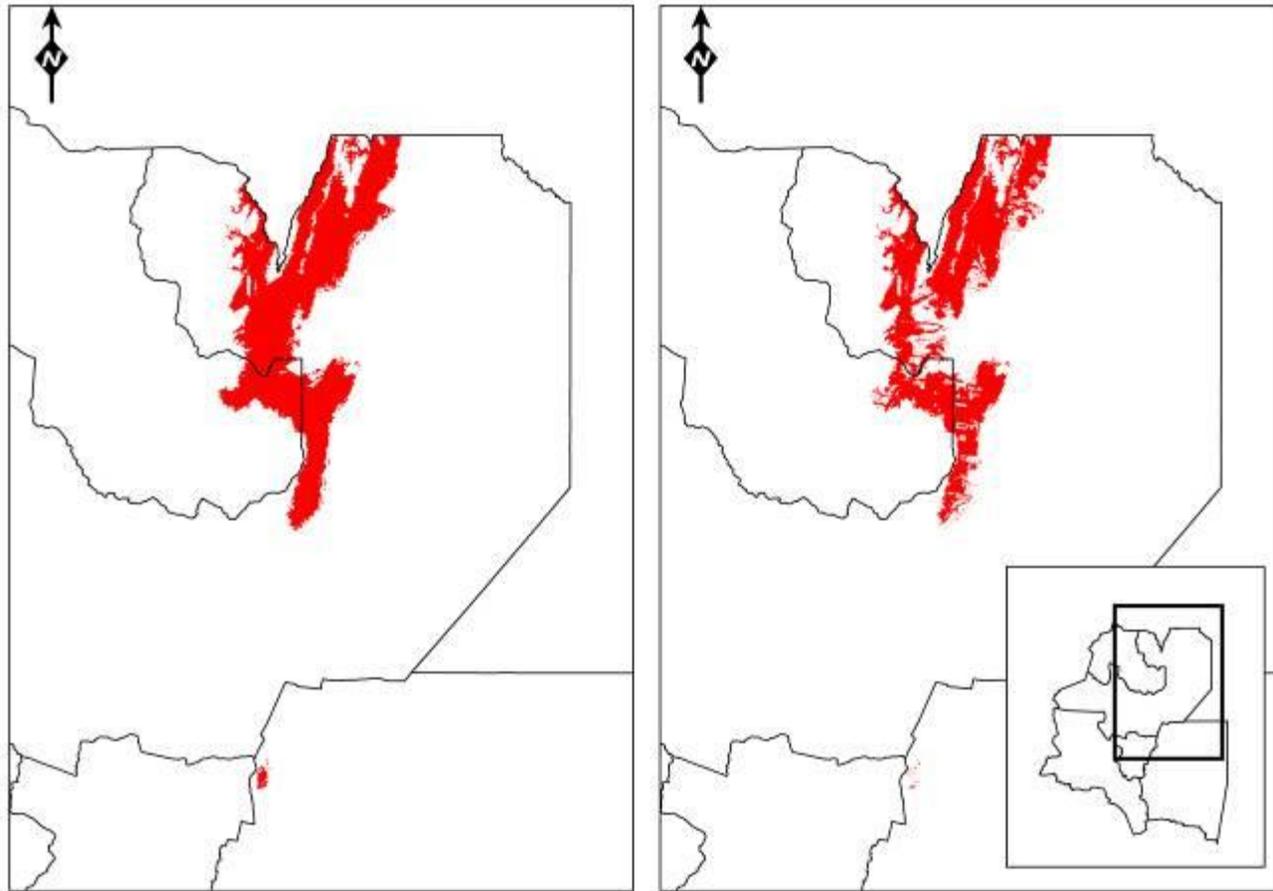


Figura 4. Distribución potencial de *C. trichotoma* en Argentina. A la izquierda la distribución ajustada con un umbral de corte de 0.596. A la derecha la distribución potencial ajustada con un umbral de corte de 0.596 indicando la pérdida debido al cambio en el uso del suelo.

Tabla 5. Superficie (Has) con cambio de uso en el suelo. Distribución geográfica potencial (DGP), distribución geográfica actual (DGA), % de pérdida, números de fragmentos (DGP y DGA) e incremento de la fragmentación.

	<i>Cordia americana</i>	<i>C. trichotoma</i>
DGP	3455390,28	1292123,159
DGA	2582338,118	1031398,04
% de pérdida	25.27	20.18
Números de fragmentos de DGP	222	116
Número de fragmentos de DGA	11178	3999
Incremento de la fragmentación	5035,14	3447,413793

2.2. Impacto de la expansión de la frontera agropecuaria

El rango geográfico actual (potencial menos lo perdido por avance de la frontera agropecuaria) fue apenas superior a las 2582000 has para *C. americana* y de 1031000 has para *C. trichotoma*. La proporción de rango geográfico perdido por avance de la frontera agropecuaria para la primera de las especies fue de 25.27 %, mientras que para la segunda fue de 20.18%. El incremento en la fragmentación fue de 5035,14% para *C. americana* y de 3447,41 para *C. trichotoma* (Tabla 5).

2.3. Sitios para la colecta de germoplasma

De los 30 sitios seleccionados para la colecta de germoplasma de *C. americana* con base en el mapa de distribución, se registró a la especie en el 73.33 % de los sitios (22 registros de presencia). En cuatro sitios no se registró la especie por estar urbanizados. De los 22 sitios en los que se registró la especie sólo en el 54.55% de los mismos se pudo colectar germoplasma (12 sitios; Figura 5). La viabilidad registrada para las semillas fue siempre superior al 83%. Para *C. trichotoma*, se registró la presencia de la especie en 23 sitios de los 30 evaluados (76.67%). En cinco sitios no se registró la especie por estar urbanizados. En el 78.26% de los 23 sitios con presencia de la especie se pudo colectar semillas (Figura 6). La viabilidad registrada para las semillas fue siempre superior al 85%.

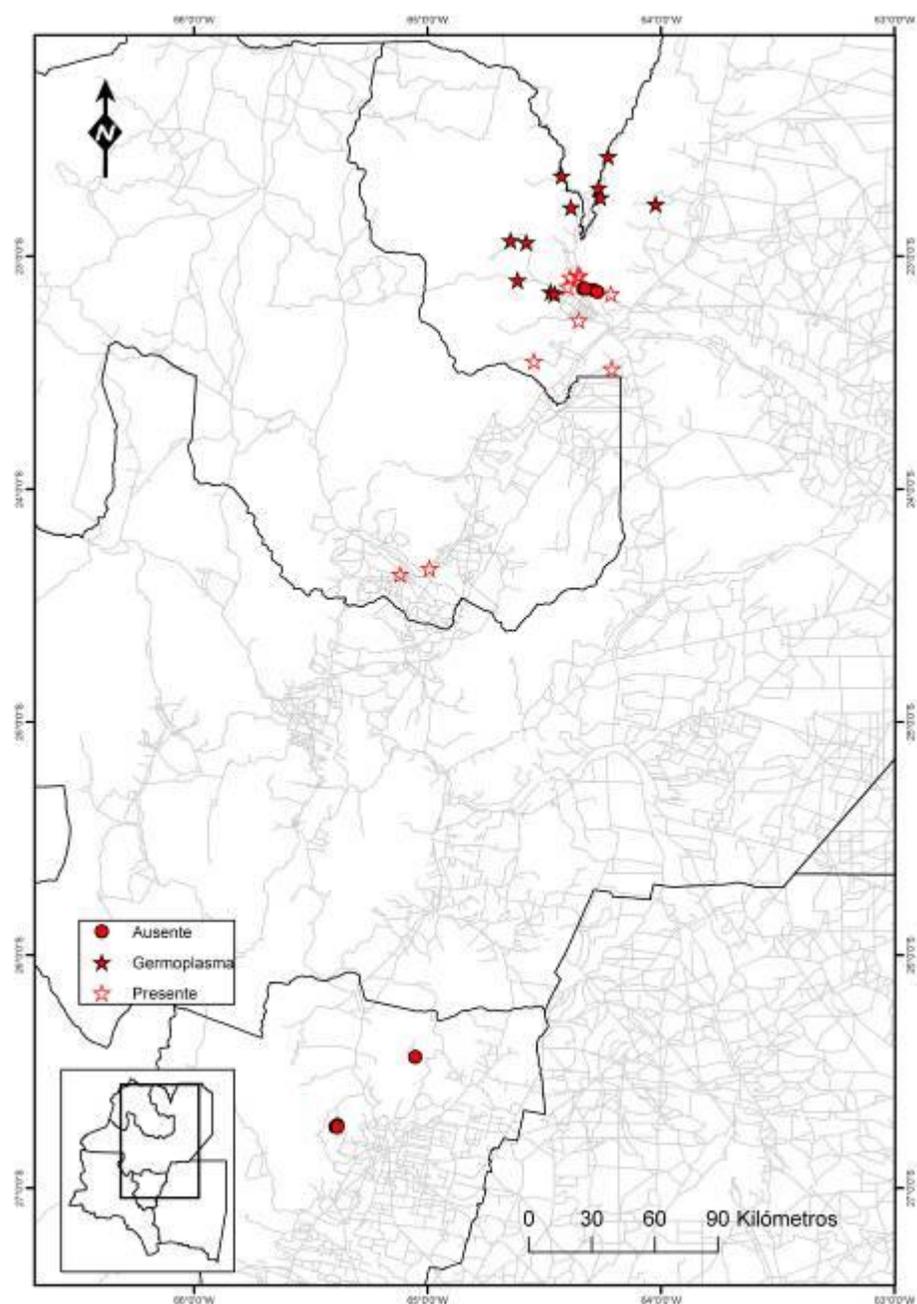


Figura 5. Sitios de colecta para *C. americana*. En el mapa se muestran los 22 sitios en los que se registró la especie. Los sitios dónde se pudo colectar germoplasma están diferenciados de los sitios dónde se registró la especie pero no se colectó germoplasma.

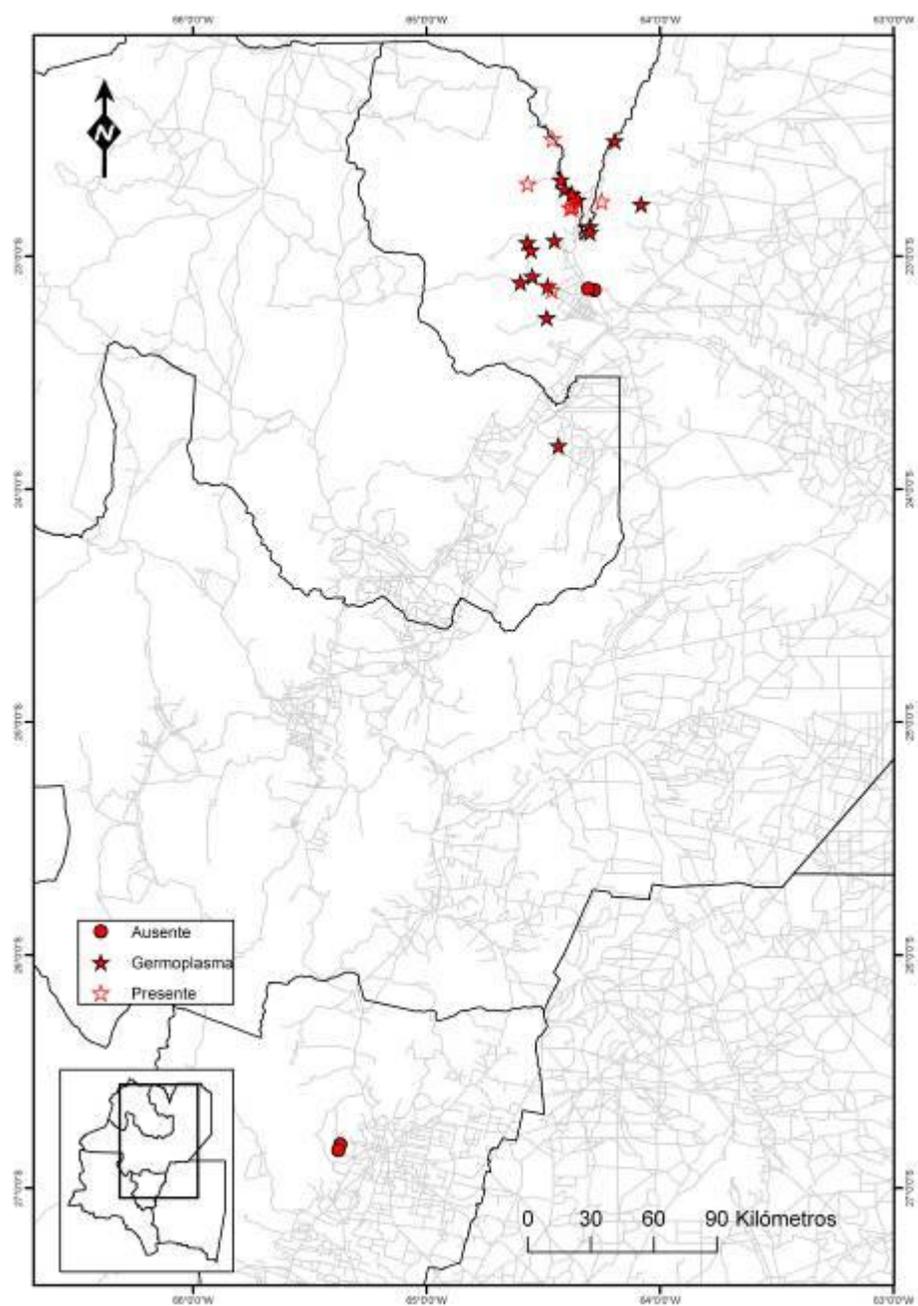


Figura 6. Sitios de colecta para *C. trichotoma*. En el mapa se muestran los 23 sitios en los que se registró la especie. Los sitios dónde se pudo colectar germoplasma están diferenciados de los sitios dónde se registró la especie pero no se colectó germoplasma.

2.4. Respuesta a la luz y comportamiento al almacenamiento

El peso promedio de las semillas resultó significativamente diferente entre especies ($F_{1,96} = 16.66$, $p < 0.0001$) y entre poblaciones ($F_{2,96} = 11.36$, $p < 0.0001$). El mayor peso promedio de semillas se registró para las poblaciones de *C. trichotoma*, con diferencias entre ambas poblaciones (Aguas Calientes: 31.6 ± 1 mg, Cedro Solo: 25.5 ± 1 mg). No se registraron diferencias entre las poblaciones de *C. americana* (Tabla 6).

Tabla 6. Peso promedio (media \pm DS) y viabilidad inicial (media \pm ES) de las semillas de *C. americana* y *C. trichotoma* para cada localidad estudiada.

Especie	Localidad	Peso (mg)	Viabilidad (proporción)
<i>Cordia americana</i>	Isla de Cañas	16.3 ± 0.003	0.83 ± 0.19
	Pocoy	14.5 ± 0.003	0.86 ± 0.26
<i>C. trichotoma</i>	Aguas Calientes	31.6 ± 0.007	0.87 ± 0.47
	Cedro Solo	25.5 ± 0.004	0.85 ± 0.50

Para *C. americana* se registró germinación en luz y oscuridad, aunque con proporciones variables según el régimen de temperatura y la localidad de procedencia. Teniendo en cuenta sólo el tratamiento de luz blanca, la proporción de semillas germinadas fue mayor a 0.60 en ambas poblaciones y no fue afectada por la temperatura ($F_{1,12} = 0.20$, $p = 0.66$), la población de procedencia ($F_{1,12} = 0.45$, $p = 0.52$), ni por su interacción ($F_{1,12} = 0.05$, $p = 0.83$; Figura 7). Para el TMG no se registraron diferencias significativas entre temperaturas ($F_{1,12} = 4.08$, $p = 0.07$), poblaciones ($F_{1,12} = 0.16$, $p = 0.69$), ni efecto de su interacción ($F_{1,12} = 0.61$, $p = 0.45$; Figura 7). Así, la germinación de las semillas comenzó

entre los 10-12 días de iniciado el experimento y el 50 % de germinación se alcanzó a los 16-18 días.

Para *C. trichotoma* se registró germinación tanto en luz como en oscuridad en las semillas de ambas poblaciones. La proporción de semillas germinadas en luz fue también mayor a 0.60 y no resultó diferente entre temperaturas ($F_{1,12} = 1.20$, $p = 0.29$), ni entre poblaciones ($F_{1,12} = 1.20$, $p = 0.29$), ni tampoco se registró interacción entre estos factores ($F_{1,12} = 3.07$, $p = 0.10$; Figura 7). Las semillas comenzaron a germinar entre los días 6 y 7 de iniciado el experimento y el TMG varió significativamente entre temperaturas ($F_{1,12} = 5.59$, $p = 0.04$) y entre poblaciones ($F_{1,12} = 29.28$, $p = 0.0002$), pero estos factores actuaron de manera independiente ($F_{1,12} = 3.28$, $p = 0.09$). Los mayores valores se registraron a 25°C (> 10 días) y para las semillas procedentes de Aguas Calientes (Figura 7).

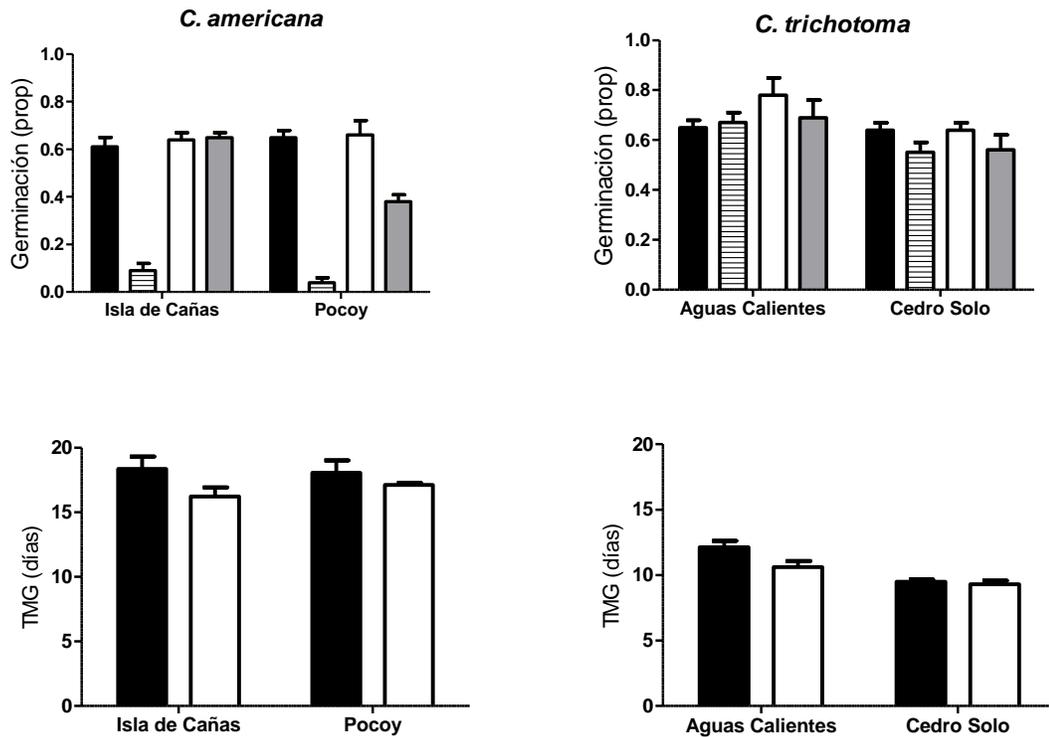


Fig. 7. Media (\pm 1ES) de la proporción de semillas germinadas y del tiempo medio de germinación (TMG) para cada tratamiento (25°C luz: ■, 25°C oscuridad: ≡ y 20/30°C luz: □, 20/30°C oscuridad: ■) y población de *C. americana* y *C. trichotoma*.

El RLG para *C. americana* varió significativamente entre temperaturas ($F_{1,12} = 221.87$, $p < 0.0001$) y entre poblaciones ($F_{1,12} = 21.54$, $p = 0.006$), pero ambos factores actuaron de manera independiente ($F_{1,12} = 2.28$, $p = 0.16$). Los mayores valores de RLG se registraron para la temperatura constante (> 0.90) y para las semillas procedentes de la localidad de Pocoy (Figura 7). El RLG para *C. trichotoma* no fue afectado por la temperatura ($F_{1,12} = 4.37$, $p = 0.06$), ni por la población ($F_{1,12} = 3.77$, $p = 0.08$), ni por su interacción ($p > 0.99$), registrándose en promedio valores de entre 0.46 y 0.5 (Figura 8).

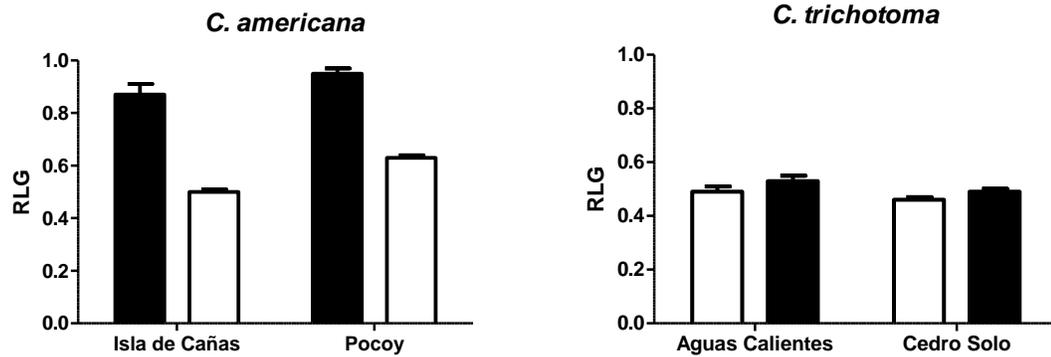


Figura 8. Media (\pm 1ES) de los requerimientos de luz para germinar (RLG), para cada temperatura (25°C: ■ y 20/30°C: □) y población de *C. americana* y *C. trichotoma*.

Previo al secado de las semillas con las distintas sales, el contenido de humedad (CH) de las semillas de *C. americana* varió entre un 11.3%, para las semillas procedentes de Isla de Cañas y un 12.4%, para las de Pocoy, mientras que para *C. trichotoma* el CH osciló entre 14.3% para las procedentes de Aguas Calientes y 8.8% para las de Cedro Solo. Al mes de ser colocadas en los desecadores, las semillas de ambas especies y poblaciones equilibraron su CH. Así, luego del secado con CaNO₃, las semillas de *C. americana* procedentes de Isla de Cañas alcanzaron un CH de 9.0% y las de Pocoy de 8.8%, mientras que con LiCl alcanzaron valores de 4.8 y 4.0%, respectivamente. Para *C. trichotoma*, los valores alcanzados con CaNO₃ fueron de 9.5% para las semillas procedentes de Aguas Calientes y de 8.6% para las de Cedro Solo; mientras que con LiCl alcanzaron valores de 4.9 y 6.5%, respectivamente.

La capacidad germinativa de las semillas antes del secado varió entre 0.60 y 0.70, dependiendo de la especie y población (Figura 9). Para *C. americana*, la proporción de

semillas germinadas procedentes de Isla de Cañas no fue afectada ni por el secado con CaNO_3 (IF = 0.15, $p = 0.28$) ni por el secado con LiCl (IF = 0.27, $p = 0.06$; Figura 9A, B), mientras que las semillas procedentes de Pocoy fueron afectadas significativas por el secado con CaNO_3 (IF = -0.42, $p < 0.0001$) y con LiCl (IF = -0.32, $p < 0.0001$), registrándose una disminución del 50-60% en el número de semillas germinadas (Figura 9C, D). Para *C. trichotoma* sólo el secado con CaNO_3 afectó significativamente la germinación de las semillas procedentes de Aguas Calientes (IF=-0.26, $P = 0.01$), registrándose una disminución del 33% (Figura 9E).

Luego de seis meses de conservación, la temperatura a la cual fueron conservadas las semillas afectó la capacidad de germinar de las semillas de *C. americana* de Isla de Cañas ($F_{4,10} = 3.56$, $p = 0.047$) y de Pocoy ($F_{4,30} = 34.79$, $p < 0.0001$). Para las semillas de Isla de Caña la proporción de semillas germinadas fue en general mayor en las semillas conservadas a 20°C (Figura 9A, B), mientras que para las semillas procedentes de Pocoy, la proporción de semillas germinadas fue menor para la combinación de secado con CaNO_3 conservadas a 35°C (Figura 9C, D). Para las semillas de *C. trichotoma* procedentes de Aguas Calientes y de Cedro Solo, también se registró efecto de la temperatura ($F_{4,30} = 28.61$, $p < 0.0001$; $F_{4,30} = 11.50$, $p = 0.001$, respectivamente), siendo en ambos casos menor la proporción de semillas germinadas para las secadas con CaNO_3 y conservadas a 35°C (Figura 9E, G).

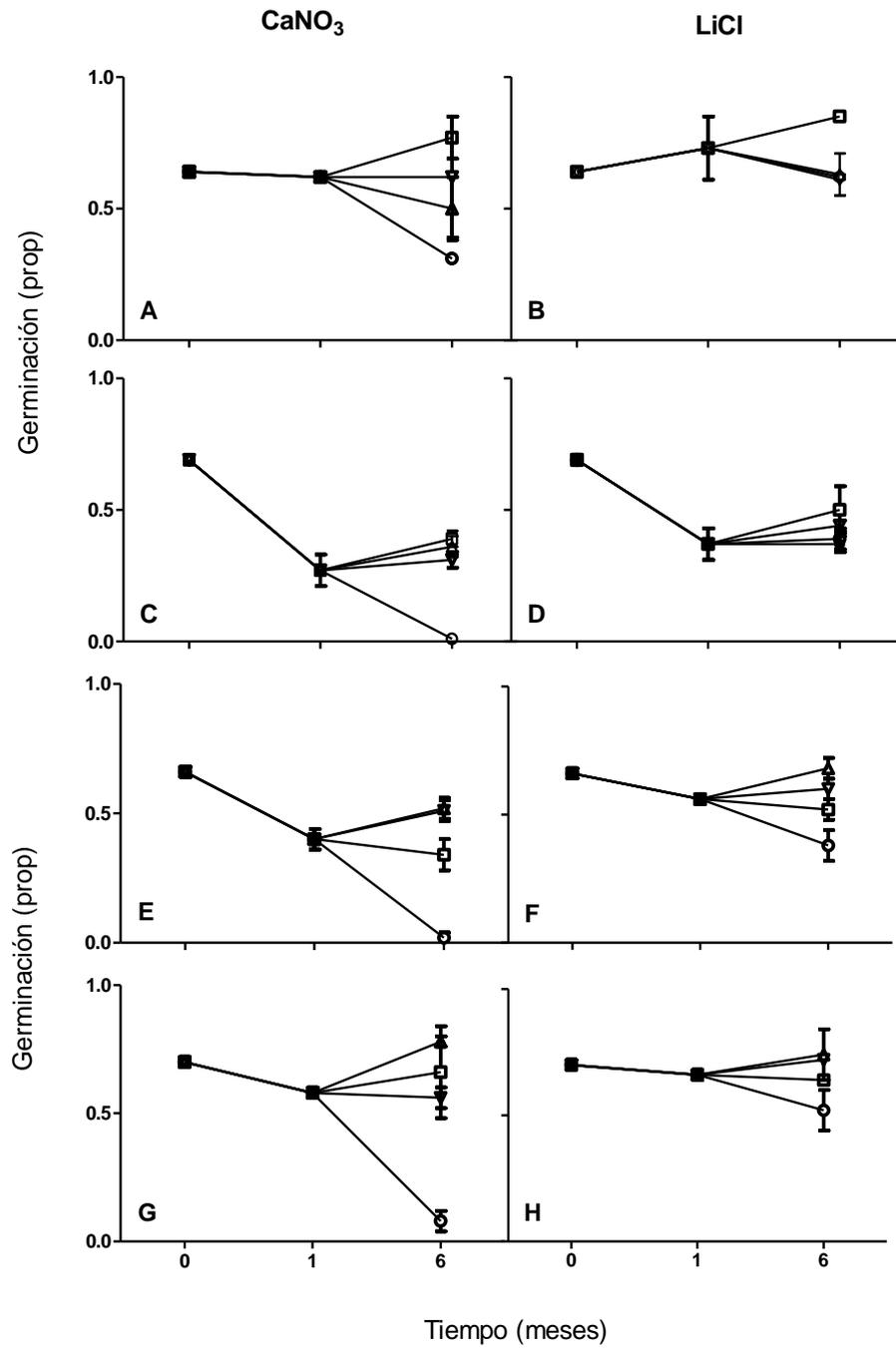


Figura 9. Media ($\pm 1\text{ES}$) de la proporción de semillas germinadas previo al secado (0 mes), luego del secado con CaNO_3 y LiCl (1 mes) y luego de 6 meses de almacenamiento a 35°C (\circ), 20°C (\square), 5°C (Δ) y -20°C (\blacksquare) para las semillas de *C. americana* de Isla de Cañas (A, B) y de Pocoy (C, D) y de *C. trichotoma* de Aguas Calientes (E, F) y de Cedro Solo (G, H).

3. DISCUSION

3.1. Distribución potencial, impacto del cambio en el uso del suelo y colecta de germoplasma

De acuerdo a los resultados obtenidos en la presente tesis el modelo de distribución potencial para las dos especies del género *Cordia* en Argentina pudo ser construido. Esta distribución potencial debe entenderse como un mapa de hábitat disponible de las dos especies en cuestión. Estos mapas de distribución potencial pueden incluir áreas en las que las especies no están presentes en la actualidad por no haber sido colonizadas aún o áreas en la que las especies se distribuían en el pasado y no lo hacen en la actualidad debido a diferentes factores ecológicos incluido los de naturaleza antropogénica (Hirzel y Le Lay 2008). A pesar de estas limitaciones, los mapas de distribución de especies con base en el principio del nicho ecológico constituyen en la actualidad un insumo fundamental para diferentes disciplinas tanto básicas como aplicadas, tales como la Biogeografía, la Macroecología y la Biología de la conservación (Phillips et al. 2006; Elith et al. 2006; Soberón, 2007; Jiménez-Valverde et al. 2008; Gil y Lobo 2012; Godoy-Bürky et al. 2013). Uno de los requerimientos clave en muchas disciplinas es la identificación de nuevas poblaciones, complementarias a las ya conocidas, para estudios específicos como por ejemplo estudios taxonómicos, genéticos, ecológicos, entre otros. En todos los casos la aplicación de los modelos para la selección de nuevas poblaciones limitaría el sesgo presente en la identificación con base en la experticia del especialista (Pearson et al. 2007; Gil y Lobo 2012).

Un paso fundamental en el desarrollo y uso de los modelos de distribución geográfica lo constituye tratar de corroborar, con información empírica, el modelo

obtenido; por ejemplo a través de validación en el terreno (Gil y Lobo 2012; Rebelo y Jones 2010; Rinnhofer 2012) y con base en esto poder obtener un umbral de corte que permita transformar el mapa de probabilidades en un mapa de presencia-ausencia. Sin embargo, esto parece un poco difícil de llevar a cabo cuando las especies estudiadas son numerosas. En estos casos, raramente los modelos de distribución de especies, y sobre todo las nuevas áreas de ocurrencia predichas por los mismos, son verificadas en el campo (Greaves et al. 2006; Jiménez-Valverde et al. 2008; Rebelo y Jones 2010; Rinnhofer 2012). Esto parece más factible de ser realizado con especies focales, que tienen intereses especiales para su estudio (Rebelo y Jones 2010, Rinnhofer 2012), como lo es el estudio presentado en este trabajo. De acuerdo a la validación en campo y de acuerdo a los diferentes índices de desempeño utilizados, se definió la distribución potencial ajustada utilizando umbrales de corte que fueron diferentes para ambas especies. Para *C. americana* el umbral de corte fue la probabilidad 0.44, mientras que para *C. trichotoma* fue 0.596, identificando numerosas nuevas poblaciones para ambas especies a lo largo del rango geográfico de ambas especies en el noroeste de Argentina. Más aún, los puntos de colecta de germoplasma seleccionados con base en la distribución definida para ambas especies, permitió corroborar secundariamente la gran robustez de las distribuciones modeladas, dado el alto porcentaje de sitios en que ambas especies fueron registradas en el campo. Como ha sido indicado previamente (Rebelo y Jones 2010), el presente estudio también muestra que MaxEnt es un modelo útil a la hora de definir la distribución de una especie e identificar poblaciones no conocidas. Los resultados indican que *C. americana* tiene una distribución más amplia que *C. trichotoma* en el noroeste de Argentina, con más del doble de superficie que esta última. Esto difiere de estudios previos que han indicado que ambas especies tienen un área de

distribución relativamente equivalente (Malizia et al. 2009). De acuerdo a los resultados *Cordia trichotoma* está distribuida casi exclusivamente en las provincias de Salta y Jujuy. Futuros estudios deberían evaluar la presencia de ambas especies en la provincia de Santiago del Estero (no realizada en el presente trabajo), donde la distribución modelada indica la presencia de ambas especies.

De acuerdo a lo esperado, ambas especies se han visto afectadas por el avance de la frontera agropecuaria. Esto se esperaba dada la distribución casi exclusiva que tienen ambas especies en la Selva Pedemontana, una de las regiones más afectada por el avance de la agricultura (Brown et al. 2005). El cambio en el uso de la tierra es considerado el factor principal que provoca pérdida de biodiversidad por sus efectos negativos drásticos sobre el hábitat disponible para las especies. Estos cambios se deben principalmente a la expansión de la agricultura y la ganadería, y en menor medida a la urbanización. Si bien se considera que esto afecta a la mayoría de las ecoregiones del planeta, tiene mayor incidencia en aquellas regiones que tienen tierras con aptitud para la producción agropecuaria (Salas et al. 2000; Mayaux et al. 2005; Maitima et al. 2009; Lawson et al. 2010). El noroeste de Argentina ha sido particularmente afectado por la deforestación a tasas mayores que el promedio continental y mundial (1.5% por año en Argentina, 0.51% para América del Sur y el 0.2% a nivel mundial; Paruelo et al. 2005; Grau y Gasparri 2005; FAO 2009). Particularmente, entre 2000 y 2007 la deforestación para actividad agropecuaria (principalmente cultivo de soja) ha alcanzado 1.757.600 has en el noroeste del país (J. Volante datos no publicados). De las dos especies, *C. americana* es la que se ha visto más afectada por este factor de amenaza, tanto por pérdida de rango geográfico como por incremento en los niveles de fragmentación del mismo. Estimar el impacto del cambio en el

uso de la tierra sobre el rango geográfico de las especies ha sido considerado una herramienta útil para rastrear en que porción de un territorio las especies están en mayor riesgo de perder poblaciones por extirpación (pérdida de porciones del rango), al perder hábitat disponible, constituyendo el primer paso necesario en el proceso de evaluación del grado de riesgo de extinción que enfrentan las especies (Sánchez-Cordero et al. 2005; Peterson 2006; Gil y Lobo 2012). Dada la magnitud del impacto registrado (superior al 20%), ambas especies deberían ser categorizadas como amenazadas a escala regional e incorporados a las listas de especies en riesgo de extinción. Asimismo, se deberían implementar programas de conservación *in situ* para ambas especies.

El modelado de la distribución potencial de las dos especies de *Cordia* estudiadas mostró ser de gran utilidad para planificar la colecta de germoplasma de las mismas, ya que en una alta proporción de sitios seleccionados para este propósito se registraron ambas especies. La evaluación realizada en la presente tesis es la primera aplicación que se realiza en Argentina para seleccionar sitios de colecta de germoplasma para especies de importancia forestal. Los modelos de distribución de especies han sido previamente utilizados para colectar germoplasma de especies con valor de uso (Hijmans et al. 2005; Villordon et al. 2006; Scheldeman y van Zonneveld 2011; Parra-Quijano et al. 2012). El uso de estos modelos es de gran utilidad para los colectores de germoplasma que necesitan de herramientas para planificar esta actividad, sobre todo para especies con muy pocos registros conocidos o para especies que aún no han sido incorporadas formalmente a bancos de germoplasma como es el caso de las especies forestales en general y las especies del género *Cordia* en particular. Sin embargo, un resultado interesante ha sido obtenido con relación a los sitios de colecta. Aun cuando para una alta proporción de sitios seleccionados

se registró la especie, no todos contaban con árboles semilleros y por lo tanto no pudo colectarse germoplasma. Estos resultados confirman, como se ha indicado en párrafos anteriores la robustez del modelo seleccionado para identificar nuevas poblaciones de especies de interés, pero indican también que a escala local las poblaciones de ambas especies de *Cordia* estarían enfrentando factores de amenazas específicos que afectan de manera importante la presencia de árboles semilleros. Estos factores podrían incluir la tala selectiva, el fuego y la ganadería, entre los más importante. Estos ya han sido indicados como amenazas para la biodiversidad forestal en el noroeste de Argentina (Brown et al. 2005).

3.2. Respuesta a la luz y comportamiento al almacenamiento

Las respuestas de las semillas a las condiciones ambientales tales como la luz y la temperatura son complejas y están fuertemente afectadas, tanto por las condiciones climáticas experimentadas por las poblaciones en el tiempo, como por las condiciones ambientales experimentadas por las plantas madres y las semillas durante el desarrollo, maduración, dormición y germinación (Baskin y Baskin 1998; Meineri et al. 2013). Para muchas especies se ha documentado que estas respuestas también estarían asociadas a atributos de las plantas como la forma de vida o el tamaño de las semillas (Baskin y Baskin 1998; Milberg et al 2000; Loha et al. 2006; Daws et al 2007; Flores et al. 2011). De acuerdo a los resultados, las semillas de *C. americana* y *C. trichotoma* pueden germinar tanto en luz como oscuridad, aunque con diferencias entre ellas asociadas a la temperatura a la que fueron incubadas y/o al lugar de procedencia de las mismas.

Para *C. trichotoma* se observaron diferencias en el peso promedio de las semillas de distinta procedencia, siendo mayor las semillas de Aguas Calientes que las de Cedro Solo. Loha et al. (2006) han encontrado para *C. africana* que las semillas procedentes de sitios de mayor latitud y altura sobre el nivel del mar y de menor precipitación media anual presentan en promedio un mayor tamaño, indicando que esta característica está afectada por las variaciones ambientales. En el Noroeste de Argentina, la localidad de Aguas Calientes se encuentra a mayor latitud y altura y registra menor precipitación media anual que la localidad de Cedro Solo. Cuando se analizó la respuesta germinativa de las semillas incubadas a distintas temperaturas procedentes de estas localidades, sólo se encontraron diferencias en el tiempo medio de germinación (TMG), siendo mayor para las semillas de Aguas Calientes.

Con relación a la temperatura, se encontró que las semillas incubadas a temperatura alternante presentaron menor TMG que a temperatura constante, independientemente de la procedencia de las mismas. Se ha indicado que temperaturas alternantes serían más favorables para la germinación que temperaturas constantes, dado que las semillas en condiciones naturales están sometidas a fluctuaciones diarias en la temperatura (Baskin y Baskin 1998). Sin embargo, Probert (2000) ha mencionado que estas respuestas, como así también los requerimientos de luz de las semillas para germinar, pueden variar con la especie y con el régimen de temperatura bajo las cuales se realiza la germinación, siendo necesario un rango amplio de temperaturas para identificar los efectos de este factor sobre la germinación de las semillas (Ortega-Baes et al. 2011).

Para *C. americana* no se registraron diferencias ni en el peso promedio ni en las respuestas germinativas de las semillas sometidas a distintas temperaturas, aun cuando los

sitios de colecta difirieron en sus características geográficas y climáticas. Para esta especie, el tamaño de las semillas parecería ser una característica relativamente uniforme y similar a lo encontrado por Loha et al. (2006).

Con relación a los requerimientos de luz para germinar (fotoblastismo), las semillas de *C. americana* procedentes de la localidad de Pocoy presentaron mayores requerimientos de luz para germinar en ambos regímenes de temperatura ($RLG > 0.6$); sin embargo, los requerimientos de luz fueron mayores a temperaturas constantes. Las semillas procedentes de Isla de Cañas, se comportaron como fotoblásticas positivas cuando fueron incubadas a temperatura constante y como indiferentes a la luz, ($RLG = 0.5$), (*i.e.*, germinaron tanto en luz como en oscuridad) cuando fueron sometidas a temperaturas alternantes. Probert (2000) ha indicado que las temperaturas alternantes podrían sustituir los requerimientos de luz de las semillas para germinar. En el caso de las semillas de *C. trichotoma* tanto las procedentes de Aguas Calientes como las de Cedro Solo se comportaron como indiferentes a la luz (RLG entre 0.45 y 0.55), independientemente de la temperatura a las que fueron sometidas. Por lo tanto, ambas especies tienen capacidad de germinar en microambientes con restricciones de luz, pero cuando existe variación en la temperatura.

En los ecosistemas de bosques, las especies han sido clasificadas de acuerdo a su estrategia de regeneración en pioneras y no pioneras (o climax; Swaine y Whitmore 1988). Las especies pioneras se caracterizan por producir grandes cantidades de semillas pequeñas dispersadas por el viento, que germinan exclusivamente en grandes espacios abiertos o claros y que requieren de más tiempo para germinar. En contraste, las especies no pioneras producen menos cantidad de semillas de mayor tamaño y pueden germinar en pequeños claros o bajo el dosel de la vegetación (*i.e.*, son tolerantes a la sombra) y germinan más

rápidamente (Norden et al. 2008). En este marco, una manera relativamente sencilla para asignar a las especies a una de esas dos categorías es determinar los requerimientos de luz de las especies; así, las especies pioneras son fotoblásticas positivas, mientras que las especies no pioneras se comportan como especies indiferentes (Whitmore 1989). Sin embargo, estos grupos funcionales deben interpretarse como extremos de un gradiente de posibles comportamientos asociados a características ecofisiológicas que se pueden expresar de manera variable en las especies arbóreas presentes en los bosques (Wright 2002; Wright et al. 2003; Campanello et al. 2011).

Campanello et al. (2008, 2011) y Montti et al. (2014), estudiando la ecofisiología de árboles del Bosque Atlántico de Argentina, han indicado que las especies arbóreas tienen comportamientos ecofisiológicos intermedios entre los dos grupos extremos. Ellos han demostrado, estudiando la ecofisiología de renovales, que las especies con mayor requerimiento de luz tienen una baja densidad de madera y una eficiencia alta en el transporte de agua que especies más tolerantes. Estas características están asociadas con altos valores de potencial hídrico foliar, con una mayor conductancia estomática y mayor asimilación de carbono que se expresa en una tasa de crecimiento más alta que especies que tienen más tolerancia a la sombra. Estas especies, además, tienen una mayor plasticidad que las especies con menor requerimiento de luz. Sin embargo, las especies con mayor tolerancia a la sombra tienen mayor supervivencia bajo el dosel y sufren menos herbivoría por insectos (Campanello et al. 2008; Campanello et al. 2011; Montti et al. 2014). En estos estudios, *C. americana* y *C. trichotoma* han sido clasificadas como especies tolerantes a la sombra, siendo la primera de las especies más tolerante que la segunda. Sin embargo, ambas especies presentan características ecofisiológicas que las diferencian de las especies

que en sus estudios se ubican en el extremo de tolerancia a la sombra (*Lonchocarpus leucanthus* y *Balfourodendron riedelianum*). Los resultados obtenidos en la presente tesis apoyan la clasificación de las dos especies estudiadas como tolerantes a la sombra, ya que ambas pueden germinar en oscuridad. Esta característica permitiría a las semillas de *C. americana* y *C. trichotoma* germinar en microambientes con bajos niveles de radiación como los que ocurren bajo el dosel del bosque.

La disponibilidad de semillas de calidad es necesaria tanto para la restauración de sistemas degradados como para la conservación *in situ* y *ex situ* de los recursos genéticos (Sacandé et al. 1998). Existen numerosas especies cuyas semillas son fácilmente manejables y almacenables por largos períodos de tiempo, mientras que otras necesitan tratamientos específicos que permitan mantener su viabilidad. El mantenimiento de la viabilidad en el tiempo (longevidad) es una característica que se adquiere durante el desarrollo, y depende de los atributos genéticos (ej., habilidad de resistir la desecación), la sanidad de la planta madre, las condiciones ambientales, el momento de la cosecha, el secado y el ambiente al que han estado sometidas las semillas antes y durante el almacenamiento (Roberts 1973; Ellis y Roberts 1988; Roberts y Ellis 1989; Dickie et al. 1990).

Teniendo en cuenta la respuesta de las semillas al secado y al almacenamiento a bajas temperaturas, las semillas han sido clasificadas en ortodoxas (toleran la desecación a bajos contenidos de humedad y pueden ser almacenadas a temperaturas bajo 0°C; Roberts 1973), en intermedias (toleran parcialmente la desecación y pueden ser almacenadas en un rango de temperaturas entre 0° y 12°C) y en recalcitrantes (no toleran la desecación y por lo tanto no pueden ser almacenadas a bajas temperaturas; Roberts 1973; Hong y Ellis 1996).

Sin embargo, estos tipos de comportamientos pueden variar entre especies, entre poblaciones de la misma especie y entre semillas de la misma población, dependiendo del momento de la cosecha, el secado y el ambiente al que han estado sometidas las semillas (Hong y Ellis 1996; Hay y Smith 2003). En este trabajo, para ambas especies, se encontraron diferencias en las respuestas de las semillas al secado y a las temperaturas a las cuales fueron almacenadas. Así, las semillas de *C. americana* procedentes de Isla de Cañas se comportaron como ortodoxas ya que su viabilidad se mantuvo luego de ser secada a contenidos de humedad de hasta 4.8% y almacenadas a bajas temperaturas (-20°C). Sin embargo, las semillas almacenadas durante seis meses a 20°C presentaron mayor viabilidad (ca., 70%). Si consideramos que la viabilidad de las semillas al momento de la cosecha fue 83% (mediante la prueba de tetrazolio) y que previo al secado fue de 60%, el almacenamiento a esta temperatura habría permitido que parte de las semillas dormidas hayan germinado. Se ha encontrado, que las semillas de numerosas especies pueden salir del estado de dormición durante el almacenamiento en seco (*i.e.*, posmaduración; Baskin y Baskin 1998). Por el contrario, la viabilidad de las semillas procedentes de Pocoy, almacenadas con contenidos de humedad entre 4.0 y 8.8% disminuyó aproximadamente un 50-60%, es decir que no toleraron la desecación. No obstante ello, la viabilidad se mantuvo luego de 6 meses de estar almacenadas a distintas temperaturas. Estos resultados podrían estar asociados al estado de madurez de las semillas al momento de colecta o al lugar de procedencia (Sacandé et al. 1998), por lo que se deberían realizar nuevos estudios con semillas de individuos de esta y otras poblaciones.

Para *C. trichotoma*, las semillas de ambas poblaciones se comportaron como ortodoxas, es decir que toleraron la desecación a contenidos de humedad entre 4.9 y 6.5% y

su viabilidad se mantuvo durante los seis meses de almacenamiento en las distintas temperaturas utilizadas. Estos resultados coinciden con estudios previos, los que describieron a *C. trichotoma* como una especie ortodoxa que puede ser conservada a largo plazo en bancos de germoplasma (Otegui et al. 2009; González et al 2013). Por último, para ambas especies y poblaciones estudiadas, en las semillas conservadas a 35°C con contenidos de humedad entre 8.6 y 9.5% la germinación fue muy baja o nula luego de 6 meses de almacenamiento. El almacenamiento en condiciones de alto contenido de humedad generaría un envejecimiento acelerado de las semillas que conduciría a una pérdida de vigor y finalmente a una pérdida de la viabilidad (Dickie et al. 1990; Hong y Ellis 1996; Smith et al. 1993; Ellis et al. 2007; Balešević-Tubić et al 2010).

4. CONCLUSIONES GENERALES

En el presente trabajo se definió la distribución potencial para las dos especies del género *Cordia* estudiadas, construyendo un mapa de presencia-ausencia con base en la validación del modelo en el campo. De acuerdo a esto se pudieron identificar numerosas poblaciones no conocidas en la actualidad. *Cordia americana* presenta una distribución más amplia en el noroeste de Argentina, que *C. trichotoma*. Tal como se había hipotetizado, ambas especies se encuentran amenazadas por el avance de la frontera agropecuaria, debido a que su distribución se encuentra principalmente asociada a la Selva Pedemontana, una región fuertemente afectada por este factor. Ambas especies han perdido más del 20% de su rango geográfico e incrementado fuertemente los niveles de fragmentación de sus rangos de distribución. Con base en estos resultados ambas especies deberían ser incorporadas a las listas regionales de especies en peligro y a programas de conservación *in situ*. El modelo de distribución generado con base en MaxEnt fue una herramienta útil para planificar la colecta de germoplasma de ambas especies. Sin embargo, muchas poblaciones identificadas en el campo para este propósito no poseían árboles semilleros, lo que evidencia que a escala de sitio, ambas especies están enfrentando otras amenazas locales.

Con base en los resultados obtenidos, las semillas de *C. americana* y *C. trichotoma* germinaron tanto en luz como oscuridad. *Cordia americana* se comportó como fotoblástica positiva a temperatura constante y presentó menos requerimientos de luz a temperaturas alternantes. Por otra parte, *C. trichotoma* se comportó como indiferente, independientemente del régimen de temperatura y el lugar de procedencia de las semillas.

Estos resultados apoyan estudios ecofisiológicos realizados con renovales, los que indican que ambas especies tienen un comportamiento intermedio con relación a sus requerimientos de radiación (Campanello et al. 2008; 2011; Montti et al. 2014). Futuros estudios deberían, evaluar la respuesta germinativa en condiciones de campo, bajo diferentes niveles de radicación, a fin de poner a prueba los resultados obtenidos en laboratorio. Ambas especies presentaron semillas ortodoxas cuya longevidad estaría afectada por el contenido de humedad de las semillas y la temperatura de almacenamiento. Así, las semillas de ambas especies pueden ser conservadas en bancos de germoplasma, asegurando la disponibilidad de semillas de calidad y el resguardo a largo plazo de los recursos genéticos. Este es el primer trabajo en el que estudió la biología de las semillas de estas dos especies, generando conocimientos básicos acerca de sus comportamientos de germinación. El conocimiento generado en el presente trabajo será útil para llevar a cabo estrategias adecuadas de manejo y conservación, tanto *in situ* como *ex situ* para estas dos especies de importancia forestal.

BIBLIOGRAFIA

- Achard, F. 2009. Vital forest graphics. Nairobi, Kenya, UNEP/GRID-Arendal. http://www.grida.no/_res/site/file/publications/vital_forest_graphics.pdf.
- Atlas de los Bosques Nativos Argentinos (ABNA). 2005. Proyecto Bosques Nativos y Áreas Protegidas BIRF 4085-AR, Dirección de Bosques, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable. Argentina.
- Augspurger C.K. 1984. Light requirements of Neotropical tree seedlings: a comparative study of growth and survival. *Journal of Ecology* 72:777-795.
- Balešević-Tubić, S., Tatić, M., Đorđević, V., Nikolić, Z. y Đukić, V. 2010. Seed viability of oil crops depending on storage conditions. *Helia* 33: 153-160.
- Balzarini, M.G., González, L., Tablada, M., Casanoves, F., Di Rienzo, J.A. y Robledo, C.W. 2011. Manual del Usuario, Editorial Brujas, Córdoba, Argentina.
- Baskin, C.C. y Baskin, J.M. 1998. *Seeds: Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination*. Academic Press, San Diego, CA, USA.
- Bazzaz F.A. and Pickett. 1980. Physiological ecology of tropical succession: a comparative review. *Annual review of ecology and systematics* 11:287-310.
- Bongers F., Popma J. and Iriarte-Vivar S. 1988. Response of *Cordia megalantha* Blake seedlings to gap environments in tropical rain forest. *Functional ecology* 2:379-390.

- Brown, A. 2009. Bosques Nativos de Argentina ¿Seguimos lamentando lo perdido o vemos que hacemos con lo que tenemos? Congreso Forestal Mundial 2009. Buenos Aires. Argentina.
- Brown, A. 2009. Las selvas pedemontanas de las Yungas: Manejo sustentable y conservación de la biodiversidad de un ecosistema prioritario del noroeste argentino. Capítulo 1. En: Brown, A.D., Blendinger, P.G, Lomáscolo, T., García Bes, P. 2009. Selva Pedemontana de las Yungas. Historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro. (www.proyungas.org.ar/ediciones/ediciones.htm).
- Brown, A.D., Pacheco, S., Lomáscolo, T. y Malizia, L. 2005. Situación Ambiental en los Bosques Andinos Yungueños. 21 p. Inédito.
- Brown, A.D., Malizia, L. R. y Lomáscolo, T. 2006. Reserva de la Biosfera de las Yungas: armando el rompecabezas entre todos. Fundación ProYungas. Tucumán, Argentina.
- Brown, A.D., Grau, A., Lomáscolo, T. y Gasparri, N. I. 2002. Una estrategia de conservación para las Selvas subtropicales de montaña (Yungas) de Argentina. *Ecotropicos* 15: 147-159.
- Cabrera, A. L. 1976. Regiones fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de agricultura y jardinería. Editorial Acme. Bs. As, Argentina.
- Campanello P.I.; Gatti M.G. y Goldstein G. 2008. Coordination between water-transport efficiency and photosynthetic capacity in canopy tree species at different growth irradiances. *Tree Physiol.* **28**:85-94.

- Campanello P.I.; Gatti M.G.; Montti L.F.; Villagra M. y Goldstein G. 2011. Ser o no ser tolerante a la sombra: economía de agua y carbono en especies arbóreas del Bosque Atlántico (Misiones, Argentina). *Ecol Austral* 21:285–300.
- Carvalho, P. 1994. Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira. EMBRAPA-CNPQ.
- Daws, M.I., Ballard, C., Mullins, C.E., Garwood, N.C., Murray, B., Pearson, T.R.H. y Burslem, D.F.R.P. 2007. Allometric relationships between seed mass and seedling characteristics reveal trade-offs for neotropical gap-dependent species. *Oecologia* 154: 445-454.
- Del Castillo, E.M. 2005. Selva de Yungas del NOA (Jujuy, Salta, Tucumán). Recuperación ambiental y productiva. 1° Ed. INTA. Jujuy, Argentina.
- Del Castillo, E.M., Zapater, M.A. y Gil, M.N. 2005. Distribución, ecología y silvicultura de los cedros en la Selva Subtropical de Salta y Jujuy. 3° Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano. 6 - 9 de Setiembre de 2005. Corrientes. Argentina.
- Dickie, J.B., Ellis, R.H., Kraak, H.L., Ryder, K. y Tompsett, P.B. 1990. Temperature and seed storage longevity. *Annals of Botany* 65: 197–204.
- Dimitri, M. J., Leonardis, R. F. J. y Biloni, J. S. 2000. El nuevo libro del árbol. Tomos I y II. Editorial El Ateneo. Buenos Aires, Argentina.

- Di Rienzo, J.A., Guzmán, A.W., Casanoves, F. 2002. A multiple-comparisons method based on the distribution of the root node distance of a binary tree. *J. Agric. Biol. Environ. Stat.* 7: 129-142.
- Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R. J., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L. G., Loiselle, B. A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J. McC., Peterson, A. T., Phillips, S. J., Richardson, K. S., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R. E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M. S. y Zimmermann, N. E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.
- Ellis, R.H., Hong T.D. y Roberts, E.H. 1988. A low-moisture content limit to logarithmic relations between seed moisture content and longevity. *Annals of Botany* 6: 405–408.
- Ellis, R.H., Mai-Hong, T., Hong, T.D., Tan, T.T., Xuan-Chuong, N.D., Hung, L.Q., Ngoc-Tam, B. y Le-Tam, V.T. 2007. Comparative analysis by protocol and key of seed storage behaviour of sixty Vietnamese tree species. *Seed Science and Technology* 35: 460-476.
- Engels, J.M.M. y Visser, L. 2007. Guía para el manejo eficaz de un Banco de Germoplasma. Roma, Italia. Bioversity International.

FAO, 2010. FRA 2010. Evaluación de los Recursos Forestales Mundiales 2010. Informe principal. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación Roma, Italia.

FAO, 2009. The International Treaty on plant genetic resources for Food and Agriculture (en línea) Disponible en: http://www.planttreaty.org/index_es.htm.

Flores, J., Jurado, E., Chapa-Vargas, L., Ceroni-Stuva, A., Dávila-Aranda, P., Galíndez, G., Gurvich, D., León-Lobos, P., Ortega-Baes, P., Seal, C.E., Ulian, T. y Pritchard, H.W. 2011. Positive photoblastism in cacti seeds and its relationship with some plant traits. *Environmental and Experimental Botany* 71: 79-88

Gaston, K.J. 2003. The structure and dynamics of geographic ranges. Oxford University Press; Oxford, UK.

Giam, X., Bradshaw, C., Tan, H. y Sodhi, N. 2010. Future habitat loss and the conservation of plant bioersivity. *Biological Conservation* 143: 1594-1602.

Gil, G.E. y Lobo, J.M. 2012. El uso de modelos predictivos de distribución para el diseño de muestreos de especies poco conocidas. *Mastozoología Neotropical* 19: 47-62.

- Godoy-Bürki, A., Ortega-Baes, P., Sajama, J. y Aagesen, L. 2013. Conservation priorities in the Southern Central Andes: mismatch between endemism and diversity hotspots in the regional flora. *Biodiversity and Conservation* 23: 81-107.
- González, C., Eibl, B., Otegui, M., Dreyer, N., Baron, C. y Weinberger, V. 2013. Conservación de semillas de especies nativas en bancos de germoplasma. IV Congreso Forestal Argentino y Latinoamericano Iguazú, Misiones, Argentina.
- Gottschling, M., Miller, J.S., Weigend, M., Hilger, H.H. 2005. Congruence of a 394 phylogeny of Cordiaceae (Boraginales) inferred from ITS1 sequence data with 395 morphology, ecology, and biogeography. *Ann. Mo. Bot. Gard.* 92, 425–437.
- Gold, G., León-Lobos, P. y Way, M. 2004. Manual de recolección de semillas de plantas silvestres para la conservación a largo plazo y restauración ecológica. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Centro Regional de Investigación INTIHUASI (ed). La Serena, Chile.
- Graham, C. y Hijmans, R. 2006. A comparison of methods for mapping species ranges and species richness. *Global Ecology and Biogeography* 15: 578–587.
- Grau, H. R. y Gasparri, N. I. 2005. Cambios ambientales y responsabilidad de los científicos: el caso del noroeste argentino, en Paruelo J., Guerschman J., Verón S. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy* 15: 14-23.

- Grau, H. R. 2005. Dinámica de bosques en el gradiente altitudinal de las Yungas Argentinas. Pp.34-42 en Arturi, M., Frangi, J. y Goya, J. (eds) Ecología y Manejo de los Bosques Argentinos. Universidad Nacional de La Plata, Argentina.
- Greaves, G.J., Mathieu, R. y Seddon, P.J. 2006. Predictive modelling and ground validation of the spatial distribution of the New Zealand long-tailed bat (*Chalinolobus tuberculatus*). *Biological Conservation* 132: 211–221.
- Guariguata M.R. 2000. Seed and seedling ecology of tree species in neotropical secondary forest: management implications. *Ecological implications* 10:145-154.
- Hay, F.R. y Smith, R.D. 2003. Seed Maturity: when to collect seeds from wildplants, pp. 97–133. In: R.D. Smith, J.D. Dickie, S.H. Linington, H.W. Pritchard, R.J. Probert (eds). *Seed conservation: turning science into practice*. Royal Botanic Gardens, Kew, UK.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. y Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.
- Hirzel, A.H. y Le Lay, G. 2008. Habitat suitability modelling and niche theory. *Journal of Applied Ecology* 45: 1372–1381.
- Hong, T.D. y Ellis, R.H. 1996. A protocol to determine seed storage behavior. (Technical Bulletin N° 1). *Bioersivity Internacional*. Roma, Italia.

- ISTA, 2008. International Rules for Seed Testing. International Seed Testing Association, Bassersdorf, Switzerland.
- Jiménez-Valverde, A., Lobo, J. y Hortal, J. 2008. Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and Distributions* 14: 885–890.
- Juárez, A., Ortega Baes, P., Sühring, S., Martin, W. y Galíndez, G. 2007. Spatial patterns of dicot diversity in Argentina. *Biodiversity and Conservation* 16: 1669–1677.
- Kameswara Rao, N., Hanson, J., Ehsan Dulloo, M., Kakoli Ghosh, D.N. y Laringe, M. (eds.). 2007. Manual para el manejo de Semillas en Bancos de Germoplasma (Manual N° 8). Bioersivity Internacional. Roma, Italia.
- Khurana E. Singh J.S. 2001. Ecology of tree seed and seedlings: implications for tropical forest conservation and restoration. *Current science* 80:748-757.
- Klekailo, G.N. 2010. Deterioro de semillas por almacenamiento en *Cordia trichotoma*(Vell.) Arráb. ex Steud.: Evaluación fisiológica y genética mediante marcadores moleculares. Facultad de Ciencias Exactas, Químicas y Naturales Universidad Nacional de Misiones.
- Lawson, D., Regan, H., Zedler, P. y Franklin, J. 2010. Cumulative effects of land use, altered fire regime and climate change on persistence of *Ceanothus verrucosus*, a rare, fire-dependent plant species. *Global Change Biology* 16: 2518-2529.
- Ley 26331. 2008. Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos (2008).

- Liu, C., Berry, P. M., Dawson, T. P. y Pearson, R. G. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* 28: 385-393.
- Loha, A., Tigabu, M., Teketay, D., Lundkvist, K. y Fries, A. 2006. Provenance variation in seed morphometric traits, germination, and seedling growth of *Cordia Africana* Lam. *New Forests* 32: 71–86.
- Lomáscolo, T., Brown, A., Malizia, L. 2010. Reserva de la Biosfera de las Yungas. Ediciones del Subtropico. Argentina.
- Maitima, J.M., SM Mugatha, S.M., Reid, R.S., Gachimbi, L.N., Majule, A., Lyaruu, H., Pomery, D., Mathai, S. y S Mugisha. 2009. The linkages between land use change, land degradation and biodiversity across East Africa. *African Journal of Environmental Science and Technology* 3: 310-325.
- Malizia, L., Pacheco, S., Blundo, C. y Brown, A. 2012. Caracterización altitudinal, uso y conservación de las Yungas Subtropicales de Argentina. *Ecosistemas* 21: 53-73.
- Malizia, L., Pacheco, S. y Loiselle, B. A. 2009. Árboles de valor forestal en las Yungas de la Alta Cuenca del Río Bermejo, Capítulo 4 en Brown A.D., Blendinger P.G, Lomáscolo T., García Bes P. 2009. Selva Pedemontana de las Yungas. Historia natural, ecología y manejo de un ecosistema en peligro. (www.proyungas.org.ar/ediciones/ediciones.htm).

- Mayaux, P., Achard, F., Eva, H., Stibig, H. y Branthomme, A. 2005. Tropical forest cover change in the 1990s and options for future monitoring. *Phil. Trans. R. Soc. B* 360: 373-384.
- Meineri, E., Spindelbock, J. y Vandvik, V. 2013. Seedling emergence responds to both seed source and recruitment site climates: a climate change experiment combining transplant and gradient approaches. *Plant Ecol* 214: 607–619.
- Milberg, P., Andersson, L. y Thompson, K. 2000. Large-seeded species are less dependent on light for germination than small-seeded ones. *Seed Science Research* 10: 99-104.
- Minetti, J. 2006. Aprovechamiento forestal de cedro en las Yungas de Argentina. pp. 143-154 Pacheco, S. y Brown, A. (eds.) *Ecología y producción de cedro (género Cedrela) en las Yungas australes*. Ediciones del Subtropico, Argentina.
- Montti L.; Villagra M.; Campanello P.I.; Gatti M.G. y Goldstein G. 2014. Functional traits enhance invasiveness of bamboos over co-occurring tree saplings in the semideciduous Atlantic Forest. *Acta Oecologica* 54:36-44.
- Norden, N., Daws, M.I., Antoine, C., Gonzalez, M.A., Garwood, N.C. y Chave, J. 2008. The relationship between seed mass and mean time to germination for 1037 tree species across five tropical forests. *Functional Ecology* doi: 10.1111/j.1365-2435.2008.01477.
- Oldfield, S. 2008. Choices for tree conservation. *Fauna y flora International, Oryx* 42: 159-160.

- Olson, D.M., Dinerstein, E. 2002. The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 89: 199-224.
- Ortega- Baes, P., Aparicio-González, M., Galíndez, G., del Fueyo, P., Sühring, S. y Rojas-Aréchiga, M. 2010. Are cactus growth forms related to germination responses to light? A test using *Echinopsis* species. *Acta Oecologica* 36: 339-342.
- Ortega-Baes, P., Galíndez, G., Sühring, S., Rojas-Aréchiga, M., Daws, M.I. y Pritchard, H.W. 2011. Seed germination of *Echinopsis schickendantzii* (Cactaceae): the effects of constant and alternating temperatures. *Seed Sci. & Technol.* 39: 219-224.
- Otegui, M., Klekailo, G. y Eibl, B. 2009. Almacenamiento de semillas de *Cordia trichotoma*: una estrategia para la conservación ex situ. XIII Congreso Forestal Mundial. Buenos Aires, Argentina.
- Paruelo, J., Guerschman, J. y Verón, S. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy* 15: 14-23.
- Parra-Quijano, M., Iriondo, J. y Torres, E. 2012. Ecogeographical land characterization maps as a tool for assessing plant adaptation and their implications in agrobiodiversity studies. *Genetic Resources and Crop Evolution* 59: 205-217.
- Paton, A., Brummitt, N., Govaerts, R., Harman, K., Hinchcliffe, S., Allkin, B. y Lughadha, E. 2008. *Taxon* 57: 602-611.

- Pearson, R.G., Raxworthy, C.J., Nakamura, M. y Peterson, A.T. 2007. Predicting species distribution from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34: 102-117.
- Pearson, R. y Dawson T. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12: 361-371.
- Peterson, A. T. 2006. Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. *Biodiv. Inform.* 3: 59-72.
- Phillips, S.J., Anderson, R. y Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231–259.
- Phillips, S.J. y Dudík, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161–175.
- Pritchard, H.W. y Miller, A.P. 1995. The effect of constant temperatures, light and seed quality on the germination characteristics of *Agave americana*. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 57: 11-14.
- Primack, R. 2008. *A Primer of Conservation Biology*, Sinauer Associates, Sunderland.
- Probert, R.J. 2000. The role of temperature in the regulation of seed dormancy and germination, in: Fenner, M. (Ed) (2000) *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities* (2nd Ed), CABI Publishing, Wallingford, UK, pp. 261–292.

- Probert, R. J. 2003. Seed Viability under Ambient Conditions, and the Importance of Drying. In: Smith, R.D., Dickie, J.B., Linington, S.H., Pritchard, H.W. and Probert, R.J. (eds.). Seed Conservation. The Royal Botanic Gardens, Kew, The Cromwell Press Ltd., Great Britain, pp. 339–365.
- Pulliam, H. 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters* 3: 349-361.
- Ray G.J. and Brouh B.J. 1994. Seed ecology of woody species in a Caribbean Dry Forest. *Restoration Ecology* 2_156-163.
- Rebelo, H. y Jones, G. 2010. Ground validation of presence-only modelling with rare species: a case study on barbastelles *Barbastella barbastellus* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Journal of Applied Ecology* 47: 410-420.
- Rinnhofer, L. J., Roura-Pascual, N., Arthofer, W., Dejaco, T., Thaler-Knoflach, B., Wachter, G. A., Christian, E., Steiner, F. M. y Schlick-Steiner, B.C. 2012. Iterative species distribution modelling and ground validation in endemism research: an Alpine jumping bristletail example. *Biodivers Conserv* 21: 2845–2863.
- Roberts, E.H. 1973. Predicting the storage life of seeds. *Seeds Science and Technology* 1: 499-514.
- Roberts, E.H. y Ellis, R.H. 1989. Water and seed survival. *Annals of Botany* 63: 39-52.

- Ruschel, A., Nodari, E., Guerra, M. y Nodari, R. 2003. Uses and valuation evolution of the timber species from the Brazilian semi-evergreen forest of alto-uruguai, sc. *Ciência Florestal* 13: 153-166.
- Sachtler, M. 1977. *Inventario y Desarrollo Forestal del Noroeste Argentino. Reconocimiento Forestal de la Región del Noroeste.* PNUD. FAO. Informe Técnico 1. Roma, Italia.
- Sacandé, M., Hoekstra, F.A., van Pijlen, J.G. y Groot, S.P.C. 1998. A multifactorial study of conditions influencing longevity of neem (*Azadirachta indica*) seeds. *Seed Science Research* 8: 473-482.
- Sala, O., Chapin, F., Armesto, J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L., Jackson, R., Kinzing, A., Leemans, R., Lodge, D., Mooney, H., Oosterheld, M., LeyRoy Poff, N., Sykes, M., Walker, B., Walker, M., y Wall, D. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287: 1770-1774.
- Sánchez-Cordero, V., Illoldi-Rangel, P., Linaje, M., Sarkar, S., y Peterson, T. 2005. Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation* 126: 465–473.
- Scheldeman, X. y van Zonneveld, M. 2010. *Training Manual on Spatial Analysis of Plant Diversity and Distribution.* Bioersivity International, Rome, Italy.

- Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable (SAyDS). 2005. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Informe Regional Selva Tucumano Boliviana. Proyecto bosques nativos y áreas protegidas. Préstamo BIRF 4085-AR. Argentina.
- Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable (SAyDS). 2005. Primer Inventario Nacional de Bosques Nativos. Informe Nacional. Proyecto bosques nativos y áreas protegidas. Préstamo BIRF 4085-AR. Argentina.
- Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable (SAyDS). 2003. Reserva de Biosfera de las Yungas. Informe sobre la deforestación. Argentina.
- Soberón, J. y Peterson, A. T. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiv. Inform.* 2: 1–10.
- Soberón, J., Jiménez, R., Golubov, J., y Koleff P. 2007. Assessing completeness of biodiversity databases at different spatial scales. *Ecography* 30: 152-160.
- Sauto A., Baskin J.M., Baskin C.C., and Condit R. 2006. Studies on the seed biology of 100 native species of trees in a seasonal moist tropical forest, Panama, Central America. *Forest Ecology and Management* 234:245-263.
- Sauto A., Baskin J.M., Baskin C.C., Deago J. and Condit R. 2007. Studies on the seed biology of 100 native species of trees in a seasonal moist tropical forest, Panama, Central America. *Seed Science Research* 17:127-140.

- Souza, L. 2008. Morphology and Anatomy of the *Cordia trichotoma*(Vell.) Arrab. ex I. M. Johnst diaspore (Boraginaceae). *Brazilian archives of biology and technology* 51: 761 – 768.
- Swaine, M.D. y Whitmore, T.C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio* 75: 81 – 86.
- Tortorelli, L.A. 2009. *Maderas y bosques argentinos*. Tomo I y II 2^a ed. Buenos Aires: Orientación Gráfica Editora. Argentina.
- Van Groenendael J.M., Bullock S.H. and Pérez-Jiménez L.A. 1996. Aspects of the population biology of the gregarious tree *Cordia elaeagnoides* in Mexican tropical deciduous forest. *Journal of Tropical Ecology* 12:11-24.
- Villordon, A., Njuguna, W., Gichuki, S., Ndolo, P., Kulembeka, H., Jeremiah, S., LaBonte, D., Yada, B., Tukamuhabwa, P., y Mwanga, R. 2006. Using GIS-Based Tools and Distribution Modeling to Determine Sweet potato Germoplasm Exploration and Documentation Priorities in Sub-Saharan Africa. *HortScience* 41: 1377-1381.
- Walters, C., Wheeler, L.M. y Grotenhuis, J.M. 2005. Longevity of seeds stored in a genebank: species characteristics. *Seed Science Research* 15: 1–20.
- Whitmore, T.C. 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology* 70: 536-538.

Yirdaw, E., Leinonen, K. 2002. Seed germination responses of four afro-montane tree species to red/far-red ratio and temperature. *Forest Ecology and Management* 168: 53–61.