

NOTA TÉCNICA

## Sobrevida post-anillado de tres especies exóticas invasoras arbóreas de las Sierras de Córdoba (Argentina)

*Post-girdling survival in three invasive alien woody species from the Sierras de Córdoba  
(Argentina)*

Karlin, M.<sup>1,2</sup>; A. Cora<sup>1,3</sup>; J. Bernasconi Salazar<sup>1</sup> y F. Ontivero<sup>1</sup>

Recibido en septiembre de 2021; aceptado en julio de 2022

### RESUMEN

Se evaluó la sobrevida de *Morus alba* L., *Melia azederach* L. y *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton a partir de la aplicación del anillado simple como técnica de control de especies exóticas invasoras. En una microcuenca de la Reserva Natural de la Defensa La Calera se identificaron, marcaron y anillaron 60 individuos adultos mediante un corte de radio superior al 12 % del diámetro de fuste. Cada población tratada fue dividida en dos clases diamétricas, inferior y superior, según la mediana del diámetro a la altura del pecho (DAP). Se contabilizaron árboles vivos y muertos a los 72, 204, 439, 600 y 972 días de realizado el tratamiento. El tratamiento tuvo diferentes grados de efectividad según la población tratada. *M. azederach* fue la población más sensible al tratamiento con el 83 % de mortandad a los dos años y medio del tratamiento, mientras que *M. alba* mostró una sensibilidad ligeramente menor, con 66 %. *L. lucidum* tuvo la menor sensibilidad al tratamiento, con 20 % de mortandad. La mortandad de los individuos de *M. alba* y *L. lucidum* tratados fue mayor en aquellos de DAP inferior, mientras que la efectividad en *M. azederach* no varió según la clase de diámetro de fuste.

**Palabras clave:** Invasiones biológicas, *Melia azederach*, mortalidad, *Morus alba*, *Ligustrum lucidum*, tratamiento silvicultural.

### ABSTRACT

The survival of *Morus alba* L., *Melia azederach* L. and *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton was evaluated after the application of simple girdling as a technique for controlling invasive alien species. In a micro-basin of the Reserva Natural de la Defensa La Calera, 60 adult individuals were identified, marked and girdled using a radius cut larger than 12 % of the stem diameter. Each treated population was divided into two diameter classes, inferior and superior, according to the median of the breast height diameter (DAP). Alive and dead trees were counted at 72, 204, 439, 600 and 972 days after the treatment. The treatment had different degrees of effectiveness according to the population treated. *M. azederach* was the most sensitive population to the treatment with 83% mortality at two and a half years of treatment, while *M. alba* showed a slightly lower sensitivity, with 66 %. *L. lucidum* showed the lowest sensitivity to the treatment, with 20 % mortality. The mortality of *M. alba* and *L. lucidum* treated individuals was higher in those with lower DAP, while the effectiveness in *M. azederach* did not vary according to the stem diameter class.

**Key words:** Biological invasions, *Melia azederach*, mortality, *Morus alba*, *Ligustrum lucidum*, silvicultural treatment.

<sup>1</sup>Asociación Civil El Cuenco, Equipo Ambiental. Personería Jurídica Res. N°364 "A"/13. Tucumán 438, Pilar, CP 5972. Córdoba, Argentina. E-mail: mkarlin@agro.unc.edu.ar

<sup>2</sup>Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Félix Marrone 746, Ciudad Universitaria, CC 509, CP 5000, Córdoba, Argentina.

<sup>3</sup>Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, EEA-Manfredi, Ruta 9 km 636, CP 5972. Córdoba, Argentina.

## 1. INTRODUCCIÓN

La introducción intencional o accidental, adaptación, instalación y propagación de especies exóticas es un fenómeno común en la era de la globalización, como consecuencia de los flujos acelerados de materia e información. Algunas de estas especies exóticas pueden encontrar en sus nuevos hábitats espacios susceptibles a ser invadidos, compitiendo con especies locales por sus recursos. La invasión biológica de especies exóticas implica un impacto importante sobre las comunidades de plantas nativas y trae como consecuencia la modificación del ecosistema en general (Ceballos *et al.*, 2015).

Las áreas montanas son particularmente susceptibles de ser invadidas, especialmente en zonas donde circula agua libre (arroyos, ríos) ya que muchas especies con alto potencial de invasión consumen grandes volúmenes de agua y desarrollan estrategias que les permiten competir exitosamente contra las especies nativas (Hoyos *et al.*, 2010; Tickner *et al.*, 2001; Schnitzler *et al.*, 2007; Zeballos *et al.*, 2014).

La invasión de especies exóticas puede provocar importantes cambios en el funcionamiento de los ecosistemas y los servicios que estos pueden brindar, generando pérdidas importantes en términos económicos (Aragón *et al.*, 2014; Ayup *et al.*, 2014; Giorgis *et al.*, 2011; Jobbagy *et al.*, 2013; Karlin *et al.*, 2014; Karlin *et al.*, 2019).

En las Sierras de Córdoba, la invasión de especies exóticas es un fenómeno ecológico de alto impacto (Hoyos *et al.*, 2010). Por lo tanto, desarrollar estrategias de control de estas especies es un tema central para el manejo y conservación del bosque nativo. Para ello es necesario estudiar estrategias de control que resulten sencillas, económicas, expeditivas y de bajo impacto ambiental, que contribuyan a reducir los impactos ecológicos, mitigando los impactos económicos y sociales.

La apertura del dosel de especies exóticas permitiría la repoblación natural o bien la aplicación de métodos de enriquecimiento forestal a fin de modificar la estructura y la composición florística, restableciendo la diversidad original del área. La eliminación de individuos mediante las técnicas de anillado es eficiente para una apertura gradual de las copas (Brassiolo *et al.*, 2008) pero, a la actualidad, son escasos los estudios que analicen la efectividad del anillado como método para el control de especies exóticas leñosas (Bernasconi Salazar *et al.*, 2018; Goodland *et al.*, 1998; Loh y Daehler, 2008). Por otro lado, a pesar de haber obtenido algunos buenos resultados para el control de exóticas en algunas experiencias y con algunas especies, debe destacarse que la técnica de anillado, dependiendo de la fenología y fisiología de la especie en cuestión, podría estimular durante los primeros años post-anillado una mayor floración y fructificación, que podría incrementar la lluvia de semillas de las especies tratadas (Markiewicz, 2007), aumentando el número de propágulos en el banco de semillas. Es por esto que a futuro se deberían considerar estudios de producción de semillas en las especies tratadas luego del anillado.

La hipótesis planteada es que la técnica de anillado simple será efectiva para el control de las especies *Morus alba* L., *Melia azederach* L. y *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la sobrevida de tres especies exóticas invasoras forestales del Chaco Serrano (Argentina) frente a la aplicación de la técnica de anillado simple.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se llevó a cabo en una microcuenca de la Reserva Natural de la Defensa La Calera, Córdoba (Argentina), específicamente en el sector ripario intermedio de la Quebrada del Pumahuá (punto extremo aguas arriba: 31°24'18"S- 64°24'35"O; punto extremo aguas abajo: 31°24'17"S- 64°24'32"O), abarcando un área de aproximadamente 4.000 m<sup>2</sup>. En dicho sector se encontraba

una comunidad riparia de sustitución con dominancia de *M. alba* y co-dominancia de *M. azederach* y *L. lucidum*. Como especie forestal remanente del bosque original se encontró *Sebastiania comersioniana* (Baill.) L.B.Sm. et Downs.

Se identificaron, marcaron y anillaron 60 individuos, de los cuales 45 correspondieron a *M. alba* (mediana del diámetro a la altura del pecho –DAP– de 27 cm), 10 a *M. azederach* (mediana del DAP 22 cm) y 5 a *L. lucidum* (mediana del DAP 31 cm). Cada población fue dividida en dos clases diamétricas, una superior y otra inferior a la mediana del DAP de cada población, a los fines de evaluar el tratamiento sobre árboles de mayor y menor porte. Para la clase diamétrica inferior se analizaron 22 individuos de *M. alba*, 5 de *M. azederach* y 2 de *L. lucidum*. Para la clase diamétrica superior se analizaron 23 de *M. alba*, 5 de *M. azederach* y 3 de *L. lucidum*.

El tratamiento consistió en un anillado simple considerando que el corte radial tuviera una profundidad superior al 12 % del diámetro del fuste (por debajo de la zona del cambium), de acuerdo a lo experimentado por Bernasconi *et al.* (2018), y un ancho equivalente al grosor de la espada de una motosierra Stihl MS 271 (8,25 mm), utilizada para este ensayo. De esta forma el tratamiento asegura una intensidad de corte proporcional de acuerdo al tamaño del individuo tratado.

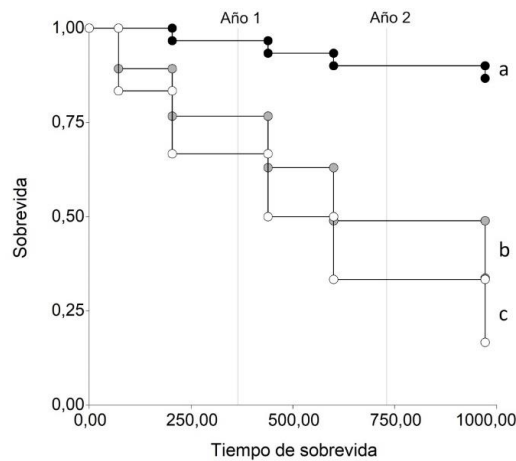
El tratamiento se realizó el 10 de octubre de 2018. Los individuos fueron relevados a los 72, 204, 439, 600 y 972 días post-tratamiento. Se registraron los árboles vivos (0) y muertos (1) como variable binaria que sirvió posteriormente para el análisis estadístico de sobrevida.

Se analizaron las curvas de Kaplan-Meier (Efron, 1988) a fin de estudiar la sobrevida de los individuos tratados. Primero se compararon las tres especies independientemente de su categorización por clase diamétrica; luego se analizó cada especie por separado teniendo en cuenta la clase diamétrica de los individuos. Por último, se trataron los datos de *M. alba* y *L. lucidum* en conjunto a través de un análisis de Sensibilidad-Especificidad (Fleming y Harrington, 1991) cuyas curvas, al cruzarse, definen un punto que corresponde al diámetro a la altura del pecho crítico (Threshold) a partir del cual el tratamiento pierde efectividad. La variable binaria analizada (vivo/muerto; 0/1) consideraba como éxito del tratamiento el individuo muerto a los 972 días desde el comienzo del tratamiento. Los análisis estadísticos se realizaron mediante software estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2020).

### 3. RESULTADOS

Las curvas de sobrevida muestran comportamientos diferentes de acuerdo a la especie y al porte de los individuos. Comparando las tres especies en su totalidad (Figura 1) se observa que *M. azederach* es la especie más sensible al anillado, mientras que *L. lucidum* es muy poco sensible. *M. alba* posee un comportamiento similar a la primera, pero en menor grado de sensibilidad. Entre las tres especies existen diferencias estadísticamente significativas ( $P < 0,0001$ ).

El modelo muestra que al año de transcurrido el tratamiento, sólo el  $23 \pm 2$  % (aproximadamente uno de cada cuatro) individuos de *M. alba* mueren; a los dos años, el  $51 \pm 3$  % (uno cada dos), y al final del estudio, a poco más de dos años y medio desde su inicio,  $66 \pm 2$  % (dos de cada tres). En el caso de *M. azederach*, el modelo muestra que al año mueren el  $33 \pm 5$  % de los individuos (uno de cada tres); a los dos años,  $67 \pm 5$  % (dos de cada tres), y al final,  $83 \pm 3$  % (aproximadamente cuatro de cada cinco). La especie *L. lucidum* muestra muy poca sensibilidad al tratamiento, a lo largo del tiempo sólo se registró un deceso entre los cinco individuos tratados.



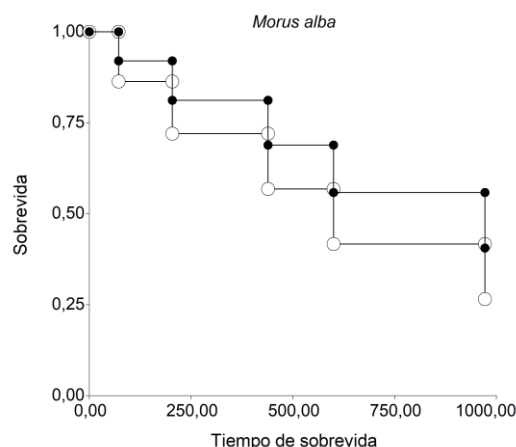
**Figura 1.** Curvas de supervivencia de Kaplan-Meier para *Morus alba* (—●—), *Melia azederach* (—○—) y *Ligustrum lucidum* (—●—). Las marcas verticales indican 1 y 2 años transcurridos desde el anillado. Chi-cuadrado para el log Rank test=28,2;  $P < 0,0001$ . Letras diferentes muestran diferencias estadísticamente significativas al P-valor=0,05.

En relación a la respuesta según clase diamétrica, los resultados pueden observarse en las Figuras 2, 3 y 4, para *M. alba*, *M. azederach* y *L. lucidum*, respectivamente.

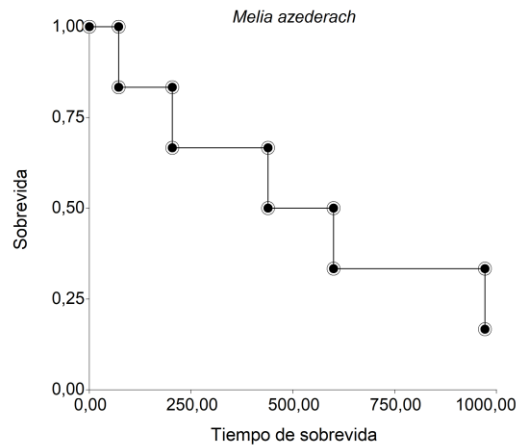
En el primer caso (Figura 2) puede observarse que los individuos de *M. alba* de menor porte (< 27 cm DAP) son ligera pero significativamente ( $P = 0,0169$ ) más sensibles al tratamiento que los individuos de mayor porte (> 27 cm DAP). La mortalidad encontrada a los 972 días desde el tratamiento fue del  $73 \pm 3$  y  $59 \pm 4$  % para DAP inferiores y superiores, respectivamente.

En *M. azederach* no se observaron diferencias estadísticamente significativas entre clases diamétricas ( $P = 1$ ). Como ya se mencionará, la eficiencia del anillado para ambas clases fue del  $83 \pm 3$  %.

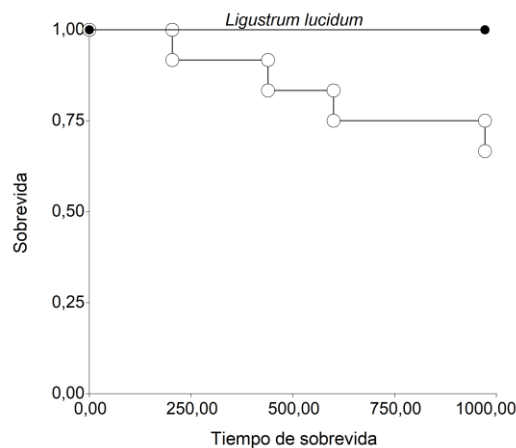
Finalmente, para *L. lucidum* la eficiencia del anillado es baja para ambas clases diamétricas,  $33 \pm 13$  % para la inferior y 0 para la superior; la diferencia de la eficiencia entre las clases resultaron ser estadísticamente significativas ( $P = 0,00869$ ).



**Figura 2.** Curvas de supervivencia de Kaplan-Meier para *Morus alba*. —○—: clases diamétricas inferiores (<27 cm DAP); —●—: clases diamétricas superiores (>27 cm DAP). Chi-cuadrado para el log Rank test = 5,71;  $P = 0,0169$ , significativo al P-valor=0,05.



**Figura 3.** Curvas de sobrevida de Kaplan-Meier para *Melia azederach*. —○—: clases diamétricas inferiores (<22 cm DAP); —●—: clases diamétricas superiores (>22 cm DAP). Chi-cuadrado para el log Rank test = 0,00; P = 1,00, no significativo al P-valor=0,05.

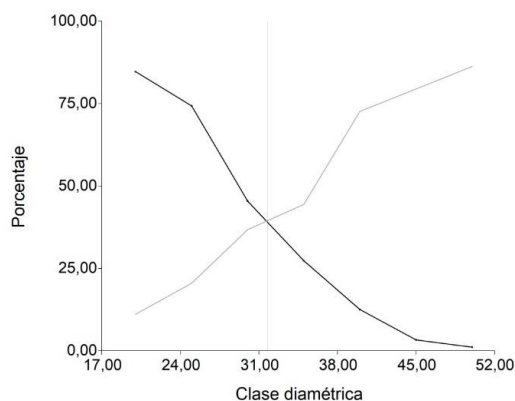


**Figura 4.** Curvas de sobrevida de Kaplan-Meier para *Ligustrum lucidum*. —○—: clases diamétricas inferiores (<31 cm DAP); —●—: clases diamétricas superiores (>31 cm DAP). Chi-cuadrado para el log Rank test = 6,89; P = 0,00869, significativo al P-valor=0,05.

En *M. alba* y *L. lucidum* se aprecia que la eficiencia disminuye en función del porte. Al comparar clases diamétricas en conjunto de ambas especies (excluido *M. azederach*), aquellas con DAP > 40 cm se diferencian significativamente del resto (Chi-cuadrado para el log rank test=21,550 p=0,000021), mientras que comparando únicamente la clase entre 30 y 40 cm con la clase menor 20 cm de DAP, éstas no se diferencian estadísticamente (Chi-cuadrado para el log rank test=1,331 p=0,248695), lo que indicaría que no existe una relación lineal entre el diámetro del fuste y la sensibilidad al tratamiento, sino que existen umbrales críticos a partir del cual la efectividad del tratamiento disminuye significativamente. Ese umbral (Threshold), al analizar en conjunto *M. alba* y *L. lucidum*, resultó ser de 31,75 cm de DAP (Figura 5). El análisis se hizo en conjunto para ambas especies puesto que el número de individuos disponibles para *L. lucidum* era reducido; sin embargo sería conveniente realizar en el futuro análisis por separado con un mayor número de individuos.

A partir de los resultados obtenidos se podrían definir estrategias de control de especies exóticas invasoras. Si el bosque de sustitución posee individuos de gran porte, es posible que se deba complementar esta técnica de anillado con otras tales como productos fitosanitarios para leñosas.

El aumento progresivo de la mortandad en el tiempo resulta útil en planes de remediación. Esto se debe a que se evitan problemas de erosión al haber un gradual cambio de estructura, donde la apertura de la canopia y el incremento en la entrada de luz fomentan la vegetación nativa en el sotobosque en reemplazo de la invasora (Loh y Daehler, 2008).



**Figura 5.** Curvas de sensibilidad (—) y especificidad (—) para el conjunto de individuos de *Morus alba* y *Ligustrum lucidum* (Threshold: 31,75 cm DAP; n = 50)

#### 4. CONCLUSIONES

La efectividad del método anillado simple varía según la especie y al porte de los individuos tratados. En *L. lucidum* resultó ser efectivo, aunque se recomienda a futuro efectuar ensayos con mayor número de individuos. La especie más sensible fue *M. azederach*, seguida por *M. alba* con una sensibilidad ligeramente inferior al tratamiento. Además, en *M. alba* y *L. lucidum* la eficiencia del método se reduce con el aumento del porte del árbol. De esta forma, la hipótesis planteada es parcialmente aceptada.

La mortandad de los individuos tratados de *M. alba* y *L. lucidum* depende de un umbral crítico de DAP de 31,75 cm, por encima del cual se reduce la efectividad del tratamiento, aunque dicha efectividad depende de la especie en cuestión. La efectividad en *M. azederach* no varía de acuerdo al DAP.

#### AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Fundación AVINA por el financiamiento efectuado al proyecto “El manejo como herramienta para la recuperación de cuencas”.

#### 5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aragón, R.; L. Montti; M. M. Ayup and R. Fernández. 2014. Exotic species as modifiers of ecosystem processes: Litter decomposition in native and invaded secondary forests of NW Argentina. *Acta Oecologica* 54: 21-28.
- Ayup, M. M.; L. Montti; R. Aragón and H. R. Grau. 2014. Invasion of *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in the southern Yungas: Changes in habitat properties and decline in bird diversity. *Acta Oecologica* 54: 72-81.

- Bernasconi Salazar, J.; A. Cora; M. S. Karlin y L. González. 2018. Eficiencia del anillado y profundidad de corte óptima para el control de dos especies leñosas exóticas invasoras del Chaco Serrano argentino. *Agriscientia* 35(2): 11-18.
- Brassiolo, M. M.; C. Gómez; M. G. Senilliani and C. López. 2008. Mortalidad selectiva inducida para raleos en bosques nativos. *Quebracho* 16: 94-101.
- Ceballos, S. J.; A. Malizia and N. P. Chacoff. 2015. Influencia de la invasión de *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) sobre la comunidad de lianas en la sierra de San Javier (Tucumán–Argentina). *Ecología Austral* 25(1): 65-74.
- Di Rienzo, J.; F. Casanoves; L. González; M. Tablada; C. Robledo y M. Balzarini. 2020. Infostat. Software estadístico. Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Argentina.
- Efron, B. 1988. Logistic regression, survival analysis, and the Kaplan-Meier curve. *Journal of the American Statistical Association* 83(402): 414-425.
- Fleming, T. R. y D. P. Harrington. 1991. *Counting processes and survival analysis*. John Wiley y Sons, Inc., NY, US. 448 p.
- Giorgis, M. A.; P. A. Tecco; A. M. Cingolani; D. Renison; P. Marcora P. and V. Paiaro. 2011. Factors associated with woody alien species distribution in a newly invaded mountain system of central Argentina. *Biological Invasions* 13(6): 1423-1434.
- Goodland, T. C. R.; J. R. Healy and P. Binggeli. 1998. *Control and management of invasive alien woody plants in the tropics*. Publication Number 14, School of Agricultural and Forest Sciences, University of Wales. 21 p.
- Hoyos, L. E.; G. I. Gavier-Pizarro; T. Kuemmerle; E. H. Bucher; V. C. Radeloff and P. A. Tecco. 2010. Invasion of glossy privet (*Ligustrum lucidum*) and native forest loss in the Sierras Chicas of Córdoba, Argentina. *Biological Invasions* 12(9): 3261-3275.
- Jobbágy, E. G.; A. M. Acosta y M. D. Noretto. 2013. Rendimiento hídrico en cuencas primarias bajo pastizales y plantaciones de pino de las sierras de Córdoba (Argentina). *Ecología Austral* 23(2): 87-96.
- Karlin, M. S.; C. Schneider; S. Rufini; J. Bernasconi; R. Accietto; U. Karlin and Y. Ferreyra. 2014. Caracterización florística de la Reserva Natural Militar Estancia La Calera. *Nature and Conservation* 7(1): 6-18.
- Karlin, M. S.; J. Bernasconi Salazar; A. Cora; S. Sánchez; S. Arnulphi y R. Accietto. 2019. Cambios en el uso del suelo: capacidad de infiltración en el centro de Córdoba (Argentina). *Ciencia del Suelo* 37(2): 196-208.
- Loh, R. K. and C. C. Daehler. 2008. Influence of woody invader control methods and seed availability on native and invasive species establishment in a Hawaiian forest. *Biological Invasions* 10(6): 805-819.
- Markiewicz, P. 2007. Problems with seed production of European larch in seed orchards in Poland. En: *Proceedings of a Seed Orchard Conference*, 26-28 September 2007, p 161-164. Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå, Suecia.
- Schnitzler, A.; B. W. Hale and E. M. Alsum. 2007. Examining native and exotic species diversity in European riparian forests. *Biological Conservation* 138(1): 146-156.
- Tickner, D. P.; P. G. Angold; A. M. Gurnell and J. O. Mountford. 2001. Riparian plant invasions: hydrogeomorphological control and ecological impacts. *Progress in Physical Geography* 25(1): 22-52.
- Zeballos, S. R.; M. A. Giorgis; A. M. Cingolani; M. Cabido; J. I. Whitworth Hulse and D. E. Gurvich. 2014. Do alien and native tree species from Central Argentina differ in their water transport strategy? *Austral Ecology* 39(8): 984-991.

