

## Control mecánico en arbustos exóticos del género *Pyracantha* bajo tres frecuencias de corte

DANIEL RENISON<sup>1,2,3,✉</sup>; IVÁN BARBERÁ<sup>4</sup>; DAIHANA S. ARGIBAY<sup>1,5</sup>; MATÍAS BIRABEN<sup>6</sup> & ANA M. CINGOLANI<sup>3,5</sup>

<sup>1</sup> Centro de Ecología y Recursos Naturales Renovables Dr. Ricardo Luti. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina. <sup>2</sup> Instituto de Investigaciones Biológicas y Tecnológicas (CONICET-Universidad Nacional de Córdoba). Córdoba, Argentina. <sup>3</sup> ONG Ecosistemas Argentinos. <sup>4</sup> Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (CONICET-Universidad Nacional del Comahue). Río Negro, Argentina. <sup>5</sup> Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (CONICET-Universidad Nacional de Córdoba). Córdoba Argentina. <sup>6</sup> Keck Science Department, Pitzer College. California, USA.

**RESUMEN.** El control mecánico se utiliza ampliamente para reducir la invasión de arbustos exóticos; no obstante, en especies que rebrotan, el esfuerzo debe mantenerse hasta que el rebrote sea prácticamente nulo. Un régimen de cortes frecuentes implica un esfuerzo concentrado en menos tiempo, pero debería debilitar a la planta más rápidamente y podría redundar en un menor esfuerzo a largo plazo. En este contexto, nos propusimos determinar la frecuencia de cortes óptima. En las sierras de Córdoba, Argentina, seleccionamos 192 arbustos de *Pyracantha angustifolia* y *P. aff. atalantioides*, medimos sus tamaños, los cortamos en la base, aplicamos tres frecuencias de corte del rebrote (anual, bienal y al año 4) y registramos todos los tiempos de corte. Al año 5, la supervivencia fue 36, 83 y 91% para los arbustos cortados anual, bienal y al año 4, respectivamente. La altura promedio precorte fue 323±13 cm, y al año, el rebrote medía casi la mitad en todos los tratamientos. En el tratamiento de cortes anuales, el rebrote fue cada vez menor. En el tratamiento de corte bienal —en los años 2 y 4—, el rebrote alcanzó 84 y 88% de la altura original, respectivamente. En el tratamiento de corte al año 4, el rebrote llegó a una altura de 351±13 cm, superando en 20 cm su altura precorte. El número de frutos para el tratamiento de corte anual y bienal fue 0 y 33 frutos.arbusto<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup>, respectivamente, y en el tratamiento de corte al año 4, subió de 0 a 565±85 frutos.arbusto<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup> desde el año 1 al 4. El único tratamiento con una reducción sostenida del tiempo de corte fue el anual. Concluimos que el control mecánico de *Pyracantha* debe contemplar una estrategia de cortes frecuentes.

[Palabras clave: invasiones, no-nativo, costos, grates, *Pyracantha angustifolia*, *Pyracantha atalantioides*]

**ABSTRACT.** Mechanical control of invasive *Pyracantha* shrubs under three felling frequencies. Mechanical control is widely used to reduce the invasion of exotic shrubs and the effort must persist until regrowth is almost nil. A regime of frequent felling implies more intense short term effort, but should weaken the plant faster and could imply a lower long term effort. Here we propose to find the best felling frequency. In the mountains of Córdoba, Argentina, we selected 192 shrubs of *Pyracantha angustifolia* and *P. aff. atalantioides*, we measured their sizes, felled them at the base, applied three treatments of regrowth felling frequencies: annual, biennial and at year 4, and measured all felling times. Shrub survival in year 5 was 36, 83 and 91% for the annual, biennial and at year 4 felling treatments, respectively. The average height before felling the shrubs was 323±13 cm, and after a year, the regrowth measured almost half. For the annual felling treatment, regrowth height was successively lower. For the treatment of biennial felling, the height of regrowth reached 84 and 88% of the original height in years 2 and 4, respectively. For the felling treatment in year 4, the shrubs reached a height of 351±13 cm, exceeding their pre-felling height by 20 cm. The number of fruits for annual and biennial felling treatment was 0 and 33 fruits.shrub<sup>-1</sup>.year<sup>-1</sup>, respectively, and in the felling treatment in year 4, fruiting increased from 0 to 565±85 fruits.shrub<sup>-1</sup>.year<sup>-1</sup> from year 1 to year 4. Only the annual felling treatment presented a year-to-year reduction in felling time. We conclude that the mechanical control of *Pyracantha* should consider frequent regrowth felling.

[Keywords: invasion, non-native, cost, grates, *Pyracantha angustifolia*, *Pyracantha atalantioides*]

## INTRODUCCIÓN

Las invasiones biológicas constituyen la segunda causa más importante de pérdida global de biodiversidad y la primera en áreas protegidas (Mack et al. 2000). Una de las estrategias más utilizadas para mitigar el impacto de las invasiones de plantas leñosas exóticas es el control mecánico (Holloran et al. 2004; Clewell and Aronson 2007; van Wilgen et al. 2020). Sin embargo, son pocos los proyectos exitosos de control mecánico de plantas invasoras leñosas; en general, requirieron entre 1.5 y 8.6 veces más fondos de lo estimado originalmente (van Wilgen et al. 2020). Por ello, varios autores consideran que hace falta investigación orientada a mejorar los métodos de control mecánico y destacan la escasa literatura científica que existe sobre el tema a nivel mundial (Kettenring and Adams 2011; Matzek et al. 2015; van Wilgen and Richardson 2014).

El control mecánico consiste en arrancar o cortar la vegetación problemática (Holloran et al. 2004). En el caso de arbustos o árboles, es posible arrancarlos de raíz de forma manual cuando son relativamente pequeños. A los individuos más grandes se los suele cortar, y en las especies rebrotantes es de esperar que los sucesivos cortes desgasten las reservas de almidón; esto debería generar un rebrote menos vigoroso y, eventualmente, la muerte (en *Tamarix* spp., ver Hultine et al. 2021). Con alta frecuencia de cortes, el esfuerzo inicial también es alto hasta que el proceso desgasta las reservas de la planta. Con baja frecuencia de cortes, el esfuerzo se diluye en el tiempo, pero es posible que las raíces tengan una ganancia neta de reservas y que el esfuerzo de control se prolongue mucho en el tiempo (Bory et al. 1991; Constan-Nava et al. 2010). Estos supuestos son avalados por estudios de vegetación nativa sometidos a fuego o tala, en los que la vegetación leñosa rebrota rápidamente luego de la pérdida de la parte aérea, pero más lentamente cuando es afectada por subsiguientes pérdidas o cuando el individuo es más pequeño (Gurvich et al. 2005; Matula et al. 2019). Los pocos estudios que existen en el contexto de control de exóticas reportan alta supervivencia, crecimiento rápido del rebrote y gran productividad de frutos en los años posteriores al control mecánico (Ansley et al. 2006; Constan-Nava et al. 2010). Es posible que el bajo éxito de los proyectos se deba a esta elevada capacidad de rebrote de muchas especies leñosas exóticas.

La capacidad de rebrote también puede variar según si los arbustos o árboles son subdominantes o dominantes. Una planta subdominante, es decir, que se encuentra bajo la sombra de otra, suele invertir más recursos en crecer hacia la luz y menos en tejidos de reserva subterráneos, en comparación con individuos dominantes o no sombreados (Packham et al. 1992). Por esta estrategia, los arbustos o los árboles subdominantes a menudo presentan una menor capacidad de rebrote (Matula et al. 2019), lo cual puede facilitar su control mecánico. Asimismo, el tamaño de un individuo indica la disponibilidad de reservas y su capacidad para rebrotar (Gurvich et al. 2005; Sala et al. 2012; Herrero et al. 2016).

Entre las especies invasoras más comunes en las sierras de Córdoba, Argentina, se encuentran las del género *Pyracantha* (Giorgis and Tecco 2014; Giorgis et al. 2021). A modo de ejemplo, en 2012, los arbustos de *Pyracantha* cubrían 21 de las 522 ha de la Reserva Natural Vaquerías; tanto en esta reserva como en otros sitios de las sierras de Córdoba, están en aumento (Salazar et al. 2013; Tecco et al. 2016). Debido a la extensión de la invasión y a los perjuicios que producen las especies invasoras, en las sierras de Córdoba se están ejecutando al menos tres proyectos de control mecánico de especies exóticas (Renison et al. 2016). La forma de los arbustos de *Pyracantha*, con muchos fustes y ramas espinosas bajas, reducen las posibilidades acceder a la base del arbusto, lo cual dificulta implementar técnicas como el anillado, aplicables a especies con menos fustes (e.g., Bernasconi and Salazar et al. 2018; Karlin et al. 2022). Consideramos que su tala y posterior corte del rebrote podría ser una alternativa viable de control mecánico. La capacidad de rebrote de las especies de *Pyracantha* que invaden las sierras de Córdoba es alta, a juzgar por un estudio post-fuego en el cual el 80% de los arbustos rebrotaron desde la base y al año alcanzaron la mitad de su altura pre-fuego (Herrero et al. 2016). Sin embargo, no encontramos publicaciones científicas sobre su respuesta al corte. Los manuales de control de exóticas (e.g., Snyder 2021) y los relatos sobre la experiencia del programa Trabajando por el Agua, de Sudáfrica, (van Wilgen et al. 2020) mencionan de forma muy general la necesidad de retornar tres a cuatro veces a las áreas tratadas para a cortar el rebrote; ninguna de las recomendaciones es para especies del género *Pyracantha*.

Los objetivos de nuestro trabajo fueron 1) evaluar el desempeño de arbustos de

*Pyracantha* sometidos a distintas frecuencias de corte y ubicados en posiciones dominantes o subdominantes con respecto al dosel de las especies nativas, y 2) evaluar, en esos mismos arbustos, el esfuerzo en términos de tiempo necesario para efectuar los cortes. Esperamos que el desempeño disminuya con los sucesivos cortes y, al cabo de cinco años, sea menor en los arbustos subdominantes cortados con una mayor frecuencia.

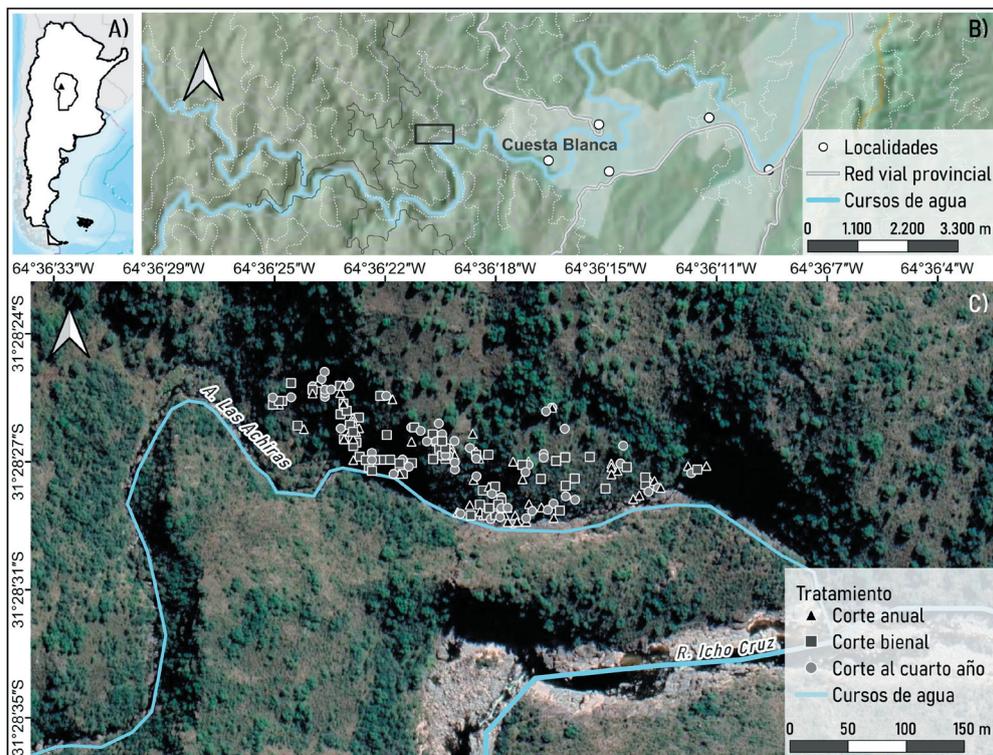
## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

Las sierras de Córdoba están ubicadas en el centro de la Argentina (coordenadas centrales:  $-31.4^{\circ}$ ;  $-64.6^{\circ}$ ; elevación entre 500 y 2700 m s. n. m.). Las temperaturas medias anuales varían con la altitud y la latitud: a 500 m s. n. m. son  $19^{\circ}\text{C}$  en el noroeste y  $16^{\circ}\text{C}$  en el extremo sur, y disminuyen hasta  $7.5^{\circ}\text{C}$  en lo más alto, a 2700 m s. n. m. (Marcora et al. 2008; Argañaraz et al. 2020). En las partes más altas, las precipitaciones superan los 900 mm anuales, mientras que en las áreas más bajas se observa un gradiente regional longitudinal, desde medias anuales de entre 700-800 mm al este hasta 400-500 mm anuales al oeste. La

mayor parte de las lluvias se concentra en los meses más cálidos, de octubre a marzo (Colladon 2014). La vegetación de las sierras es heterogénea debido a las interacciones con los incendios, la ganadería, la altitud, la orientación de las laderas y la posición topográfica. Los pastizales, dominados por vegetación herbácea o por un mosaico de vegetación herbácea, suelo desnudo y roca, ocupan  $\sim 30\%$  del paisaje y son más frecuentes en los primeros años post-fuego en altitudes elevadas y en sitios accesibles para el ganado (Capó et al. 2016; Argibay and Renison 2018; Cingolani et al. 2022). Los parches de bosques y matorrales ocupan 5% y 37% de la superficie, respectivamente, y cubren mayores superficies en los sectores más bajos de las sierras. En particular, los bosques se ubican en sectores donde no hubo fuegos por varias décadas, mientras que los matorrales se asocian a sitios más disturbados y con una frecuencia de fuegos más alta. El resto del paisaje serrano está ocupado por roquedales, cultivos, áreas urbanas y embalses (Cingolani et al. 2022).

El presente estudio se realizó en el campo El Mollar ( $-31.47^{\circ}$ ,  $-64.61^{\circ}$ ; 900 m s. n. m.) (Figura 1), cercano a la localidad de Cuesta Blanca y manejado para la conservación de



**Figura 1.** Ubicación del área de estudio (a) dentro de Córdoba y la Argentina; (b) en relación con la localidad de Cuesta Blanca, y (c) detalle de la ubicación de los arbustos con sus tratamientos asignados.

**Figure 1.** Location of the study area (a) within the province of Córdoba and Argentina; (b) in relation to the town of Cuesta Blanca, and (c) detailed shrub location and assigned treatments.

la naturaleza. El campo incluye actividades como el control de especies exóticas, la reintroducción de fauna nativa faltante y la investigación (ver Renison et al. 2023a,b). La temperatura media anual en esta localidad es 16.7 °C (2003-2018) y la precipitación media anual es 781 mm (1994-2019) (Ronaldo H. Renison, datos no publicados). El área de estudio abarcó una ladera de 3 ha, con orientación sur, sin acceso vehicular y con una topografía escarpada.

#### Especies en estudio

Trabajamos con dos especies del género *Pyracantha*, fácilmente distinguibles entre sí a campo. Una de ellas pudo ser identificada como *Pyracantha angustifolia*, con frutos amarillos/naranja, hojas largas y angostas, con el lado inferior más piloso. La identificación de la segunda especie fue difícil (ver Giorgis et al. 2021, Apéndice 1), por lo que la nombramos como *Pyracantha* aff. *atalantioides* por sus similitudes con la especie *P. atalantioides* (Vergara-Tabares et al. 2018). Se depositó un ejemplar en el herbario del museo botánico de Córdoba, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina (Cingolani 774 CORD00109858). En nuestra área de estudio, *P.* aff. *atalantioides* se distingue claramente de *P. angustifolia* por tener frutos rojos y hojas más espatuladas y glabras (Figura 2). Las especies de *Pyracantha*



**Figura 2.** Las especies de *Pyracantha* estudiadas. (a) Vista general de un arbusto de *P. angustifolia*. (b) Detalle de *P. angustifolia* mostrando sus frutos naranjas y sus hojas alargadas. (c) Detalle de *P.* aff. *atalantioides* con frutos rojos y hojas más espatuladas.

**Figure 2.** The studied *Pyracantha* species. (a) General view of a *P. angustifolia* shrub. (b) Detail of *P. angustifolia* showing its orange fruits and elongated leaves. (c) Detail of *P.* aff. *atalantioides* with red fruits and more spatulate leaves.

spp. han sido muy cultivadas; al hibridarse entre ellas, produjeron distintas variedades comercializables, que luego escaparon de los cultivos. Por esta razón, es complejo —y, en muchos casos, imposible— identificarlas (Egolf and Andrick 1995).

Son arbustos perennes, con una altura de hasta 6 m. En general poseen múltiples fustes basales, muy ramificados y con espinas. Producen más de un millón de semillas.arbusto<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup>, dispersadas sobre todo por las aves. *Pyracantha angustifolia* proviene del suroeste de China y es invasora en todos los continentes, a excepción de la Antártida (Chari et al. 2020). *Pyracantha atalantioides* es originaria del sur de China y la encontramos citada como invasora solo en las sierras de Córdoba, Argentina (Vergara-Tabares et al. 2018).

#### Diseño experimental

Geolocalizamos, medimos, cortamos y marcamos con un número y cintas de colores a 57 arbustos de *Pyracantha angustifolia* y 135 de *Pyracantha* aff. *atalantioides*. Luego, repartimos al azar los tres tratamientos de corte del rebrote: a) anual; b) bienal, y c) al año cuatro. Quedaron 19 réplicas por tratamiento para *P. angustifolia* y 45 réplicas para *P.* aff. *atalantioides*. Hicimos las mediciones y cortes iniciales en 2016. Por cinco años monitoreamos anualmente la supervivencia, la altura del rebrote poscorte y el número de frutos producidos. Luego, cortamos el rebrote en los arbustos que correspondía según el tratamiento asignado, midiendo el tiempo de corte. Con el fin de que estas mediciones sean comparables, todos los cortes los realizó el mismo operario (DR) durante el invierno (junio, julio y agosto).

Los ejemplares se seleccionaron para el estudio solo si no se los podía arrancar manualmente de raíz. Cuando la distancia entre dos o más arbustos de *Pyracantha* era menor a 4 m, elegimos para el estudio solo el ejemplar más alto, y los arbustos de *Pyracantha* contiguos fueron sometidos al mismo tratamiento que el arbusto seleccionado, pero no los monitoreamos ni medimos el tiempo. Así intentamos representar en el arbusto elegido lo que hubiera sucedido si toda el área era tratada con su respectivo tratamiento.

Las mediciones precorte incluyeron la altura y dos anchos de la copa perpendiculares entre sí (cm). La altura se midió desde la base a la

yema de crecimiento más alta y se la tomó como un indicador del tamaño del arbusto. Los anchos se incluyeron para estimar el número de frutos que habían producido ese año en función del volumen de la copa (ver Análisis estadísticos). Además, registramos si el arbusto era dominante o subdominante en relación con la cobertura nativa. Cortamos los arbustos usando tijeras de mango largo, machetes, serruchos o motosierras según conveniencia, y registramos la herramienta utilizada. Cronometramos el tiempo (en minutos) desde el inicio al final del corte, incluyendo el tiempo usado en mover ramas ya cortadas que obstaculizaban terminar con los cortes. Cuando usamos motosierra, duplicamos la duración registrada. En este caso, conviene contar con la ayuda de una segunda persona por razones de seguridad y porque los dispositivos de protección del operario dificultan otras tareas complementarias al corte como mover ramas.

#### Análisis estadísticos

Para todos los análisis, verificamos si los residuos variaban en función de la especie (*Pyracantha angustifolia* vs. *Pyracantha* aff. *atalantioides*); solo encontramos un efecto muy pequeño de la especie para la altura del rebrote (ver Material Suplementario 1). Entonces, para simplificar, unificamos ambas especies y reportamos los resultados en conjunto. Para evaluar el efecto del tratamiento de corte, la altura inicial del arbusto y la situación de dominancia (dominante o subdominante) sobre la supervivencia acumulada, la altura del rebrote y la producción de frutos, ajustamos un modelo lineal generalizado (MLG) para cada variable respuesta. Gráficos preliminares mostraron que las respuestas de los arbustos fueron muy variables entre tratamientos, situación de dominancia y altura inicial, por lo que ajustamos modelos flexibles que permitieran describir dicha variabilidad. En el modelo inicial, incluimos como variables predictoras al año poscorte (continua o categórica según la variable de respuesta), el tratamiento frecuencia de corte (categórica: anual, bienal y al año cuatro), la altura precorte del arbusto (continua: entre 215 y 630 cm para *P. angustifolia*, y entre 100 y 568 cm para *P. aff. atalantioides*) y la situación de dominancia (categórica: dominante o subdominante). Además, incluimos interacciones dobles entre el año y el tratamiento frecuencia de corte, y entre cada una de estas dos variables con la altura inicial y con la situación de dominancia.

En el modelo de supervivencia acumulada, el año fue tratado como variable continua porque la supervivencia siempre disminuyó con el tiempo. Sin embargo, la altura del rebrote y la producción de frutos presentaron gran variabilidad entre años, por lo que tratamos al año poscorte como predictora categórica en esos casos.

Para la supervivencia de cada arbusto [0, 1] asumimos una distribución Bernoulli y utilizamos enlace logit; para la altura del rebrote asumimos distribución Gamma, con enlace logarítmico, y para la producción de frutos analizamos por separado la presencia [0, 1] y el número de frutos (conteo > 0) cuando hubo producción, lo que equivale a ajustar un modelo inflado en ceros de tipo *hurdle* (Cameron and Trivedi 2013). Asumimos distribución Bernoulli para la presencia de frutos, con enlace logit, y binomial negativa truncada en cero para la cantidad de frutos cuando hubo producción, con enlace logarítmico. Para este último modelo no incluimos términos de interacción entre las variables predictoras, ya que para muchas combinaciones de tratamientos frecuencia de corte y año no había arbustos con producción de frutos. Para los modelos de altura del rebrote y producción de frutos solo utilizamos datos correspondientes a arbustos vivos.

Los modelos de supervivencia y de producción de frutos presentaron una buena adecuación a los datos según el análisis de residuos DHARMA (Dunn and Smyth 1996; Hartig 2022). Sin embargo, en el modelo de altura del rebrote tuvimos que agregar un término cuadrático para el efecto de la altura inicial (incluyendo interacciones con año y tratamiento) con el objetivo de obtener un buen ajuste. Para todos los modelos realizamos análisis de la devianza de tipo II.

En el año del corte inicial no evaluamos el número de frutos por arbusto. Para comparar la producción de frutos precorte con los años poscorte, estimamos el número de frutos precorte usando la Ecuación 1.

$$nF = 132.82 + (\text{raíz}(\text{vol}) * 0.07969)$$

Ecuación 1

donde nF=número de frutos y vol=altura\*ancho1\*ancho2. Esta ecuación representa la regresión entre el número de frutos y las respectivas medidas de altura y anchos de copa para 16 individuos de *P. angustifolia* y 27 de *P. aff. atalantioides* evaluados entre junio y agosto

de 2020 ( $R=0.27$ , datos no publicados). Los datos fueron tomados de arbustos ubicados a no más de 1000 m del área de estudio tratando de abarcar un rango grande de tamaños (entre 85 cm y 550 cm de altura).

Utilizamos R versión 3.4.0 para todos los análisis y figuras (R Core Team 2017). Los datos y los códigos necesarios para reproducir los análisis y figuras están disponibles en [github.com/barberaivan/killall\\_pyracantha.git](https://github.com/barberaivan/killall_pyracantha.git) y en el repositorio de CONICET ([ri.conicet.gov.ar/handle/11336/207697](https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/207697)).

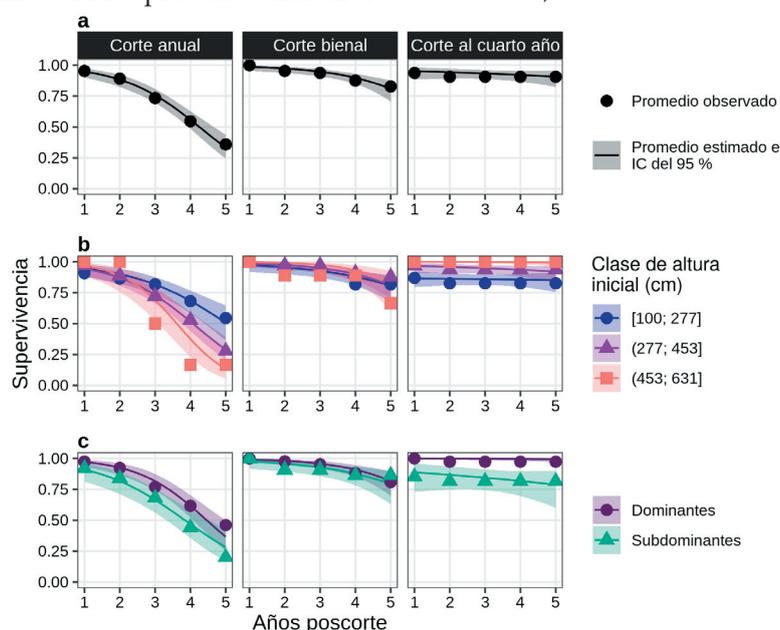
## RESULTADOS

### Desempeño

La supervivencia al año 5 de los arbustos bajo los tratamientos de corte anual, bienal y al cuarto año fue 36, 83 y 91%, respectivamente. La supervivencia anual de los arbustos disminuyó año a año en el tratamiento de corte anual (supervivencia anual de 95, 93, 82, 74 y 66% para los años 1 a 5, respectivamente), mientras que no presentó un patrón claro en el tratamiento de corte bienal (supervivencia anual de 100, 95, 98, 93 y 95% para los años 1 a 5, respectivamente). Por último, el tratamiento de corte al año cuatro presentó una alta

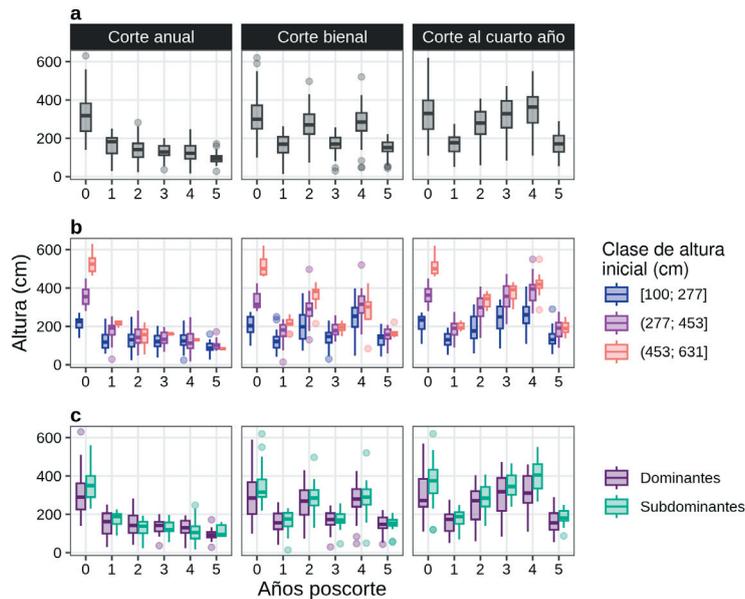
supervivencia inicial poscorte que fue cada vez mayor y no se redujo al año 5 (supervivencia anual de 94, 98, 100, 100, 100% para los años 1 a 5, respectivamente) (Figura 3a). El tamaño inicial del arbusto afectó la supervivencia de distinta manera entre tratamientos: para el tratamiento de corte anual, los arbustos más grandes mostraron menor supervivencia que los más chicos a partir del año 3; para el tratamiento de corte bienal no se evidenció un efecto del tamaño inicial, y para el tratamiento de corte al año cuatro, los arbustos más grandes mostraron mayor supervivencia en todos los años (Figura 3b). Los arbustos subdominantes (situados bajo la copa de árboles nativos) sobrevivieron menos que los dominantes, tanto en los tratamientos de corte anual como al año cuatro. La tendencia se mantuvo, pero sin diferencias significativas, para el tratamiento de corte bienal (Figura 3c).

La altura promedio precorte (altura inicial) fue  $323 \pm 13$  cm ( $\pm$ error estándar), y al año 1 poscorte, los ejemplares sobrevivientes ya tenían un rebrote de  $165 \pm 7$  cm en altura. El rebrote del tratamiento de corte anual fue progresivamente más bajo con los años, hasta que en el año 5, los ejemplares sobrevivientes promediaban  $98 \pm 7$  cm. El rebrote del tratamiento de corte bienal creció hasta  $272 \pm 12$  cm al año 2, hasta  $284 \pm 12$  cm al año 4, y hasta



**Figura 3.** Supervivencia de arbustos de *Pyracantha* en función del año poscorte, la frecuencia de cortes, la altura precorte y la situación de dominancia. En (a) destacamos las diferencias entre tratamientos. En (b) destacamos las diferencias entre alturas precorte (colores en la escala). En (c) destacamos las diferencias entre arbustos dominantes y subdominantes. Los tratamientos de frecuencia de cortes siempre se muestran por separado.

**Figure 3.** Survival as a function of the post-felling year, the felling frequency, the initial height of the shrub and the dominance situation. In (a) we highlight the differences between treatments. In (b) we highlight the differences between initial shrub height (colors on the scale). In (c) we highlight the differences between dominant and subdominant shrubs. The frequency of felling treatments are always shown separately.



**Figura 4.** Altura de los arbustos en función (a) del año poscorte y el tratamiento; (b) separando por altura inicial (precorte), y (c) separando por situación de dominancia. Los gráficos de caja representan la distribución de los datos: la caja muestra la mediana y los cuartiles 1 y 3 (percentiles 25 y 75%), las barras muestran dichos cuartiles  $\pm 1.5$  \* el rango intercuartílico, o los datos más extremos si dichos valores se extendían fuera del rango de los datos. Los puntos representan los datos más extremos que las barras.

**Figure 4.** Height of the shrubs as a function of (a) the post-felling year and the treatment; (b) separating by classes of initial height (pre-felling), and (c) separating by dominance situation. The box plots represent the distribution of the data: the box shows the median and the 1st and 3rd quartiles (25th and 75th percentiles), the bars show these quartiles  $\pm 1.5$  \* the interquartile range, or the most extreme data if these values extended outside the range of the data. Points represent more extreme data than bars.

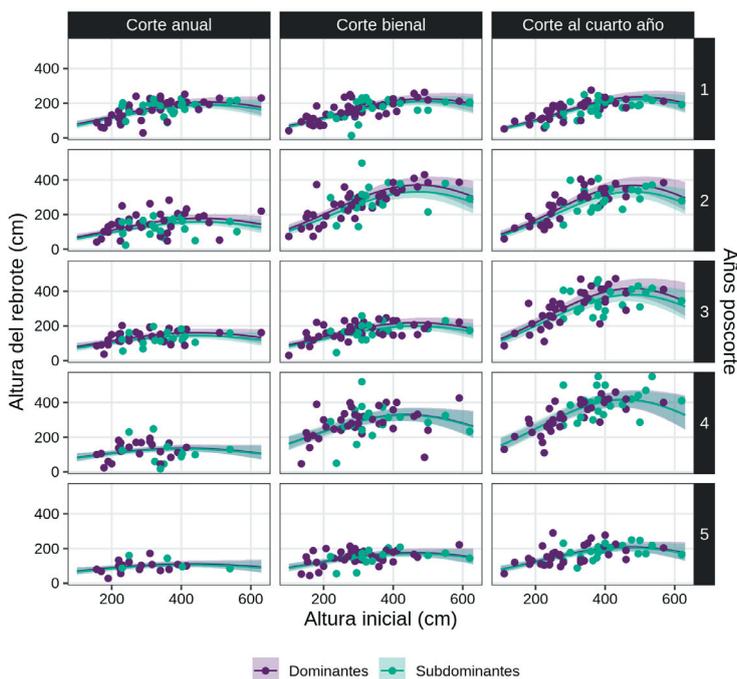
149 $\pm$ 6 cm al año 5; es decir, 51 cm más alto que el tratamiento de corte anual. El rebrote del tratamiento de corte al año cuatro creció hasta 351 $\pm$ 13 cm, superando en 20 cm su altura precorte; luego, al año 5, creció hasta 172 $\pm$ 7 cm (Figura 4). El tamaño inicial del arbusto influyó de forma positiva en el crecimiento del rebrote: los arbustos inicialmente pequeños presentaron rebrote de menos altura que los medianos y grandes (Figura 5). En general, los arbustos subdominantes presentaron rebrotes más altos que los dominantes (Figura 4); en parte, esto se debió a que los arbustos subdominantes presentaron también mayor altura inicial que los dominantes. Comparando arbustos de altura inicial similar, las predicciones del modelo muestran que la situación de dominancia no tiene un efecto notable sobre la altura del rebrote (Figura 4).

El número de frutos para el tratamiento de corte anual y bienal fue nulo o muy bajo (promedios de 0 y 33 frutos.arbusto<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup>, respectivamente). En cambio, en el tratamiento de corte al cuarto año, el número de frutos.arbusto<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup> fue subiendo de 0 para el año 1 poscorte a 565 $\pm$ 85 frutos.arbusto<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup> para el cuarto año (Figura 6a), y volvió a bajar a 0 en el año 5. El tamaño inicial del arbusto no afectó la probabilidad de producción de

frutos poscorte, pero sí influyó el número de frutos en aquellos arbustos que los produjeron (Figura 6b). A su vez, los arbustos dominantes produjeron más frutos que los subdominantes (Figura 6c). Las estadísticas relacionadas al desempeño de los arbustos puede encontrarse en el Material Suplementario 2.

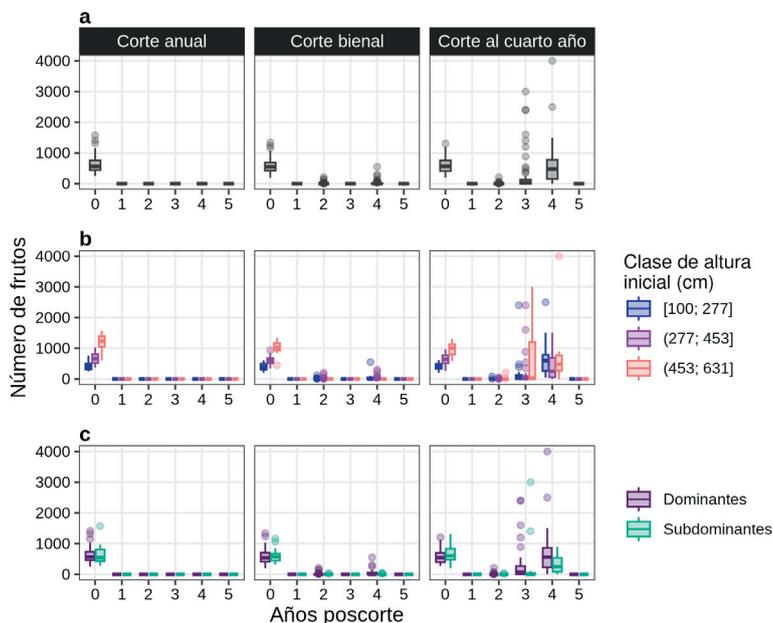
#### *Esfuerzo de corte*

El corte inicial llevó, en promedio, 3.45 $\pm$ 0.54 minutos.arbusto<sup>-1</sup>.persona<sup>-1</sup>. El rebrote del tratamiento de cortes anuales en el año 1 se cortó en 1.71 $\pm$ 0.20 minutos.arbusto<sup>-1</sup>.persona<sup>-1</sup>, lo que representa la mitad del tiempo que el corte inicial; el tiempo siguió reduciéndose progresivamente hasta llegar a 1.11 $\pm$ 0.11 minutos.arbusto<sup>-1</sup>.persona<sup>-1</sup> en el año 4 (siempre considerando arbustos vivos). El rebrote del tratamiento de cortes bienales se cortó, en promedio, en 1.30 $\pm$ 0.15 y 1.59 $\pm$ 0.14 minutos.arbusto<sup>-1</sup>.persona<sup>-1</sup>, mientras que en el tratamiento de corte al año 4, el tiempo fue 4.46 $\pm$ 0.57 minutos.arbusto<sup>-1</sup>.persona<sup>-1</sup>, lo que representa casi 1 minuto más que el corte inicial. Asimismo, si calculamos el tiempo de corte incluyendo los arbustos muertos con tiempo de corte=0 min, en el tratamiento de cortes anuales, el tiempo por arbusto se reduce mucho más al pasar los años (Tabla 1).



**Figura 5.** Altura del rebrote en función de la altura inicial considerando el tratamiento de corte, el año poscorte y la situación de dominancia. Los puntos muestran los observados, mientras que las curvas muestran la altura media predicha por el modelo y el intervalo de confianza del 95%.

**Figure 5.** Regrowth height as a function of the initial height considering the felling treatment, the post-felling year and the dominance situation. The points show the recorded data, while the curves show the mean height predicted by the model and the 95% confidence interval.



**Figura 6.** Número de frutos producidos en función de (a) el año posterior al corte inicial y el tratamiento; (b) separando por clases de altura inicial (precorte), y (c) su situación de dominancia. Los boxplots representan la distribución de los datos: la caja muestra la mediana y los cuartiles 1 y 3 (percentiles 25 y 75%), las barras muestran dichos cuartiles  $\pm 1.5$  el rango intercuartílico, o los datos más extremos si dichos valores se extendían fuera del rango de los datos. Los puntos representan los datos más extremos que las barras.

**Figure 6.** Number of fruits produced as a function of (a) the year after the initial felling and treatment; (b) separating by classes of initial height (prefelling), and (c) their dominance situation. The boxplots represent the distribution of the data: the box shows the median and the 1st and 3rd quartiles (25th and 75th percentiles), the bars show these quartiles  $\pm 1.5$  the interquartile range, or the most extreme data if these values extended outside the range of the data. Points represent more extreme data than bars.

**Tabla 1.** Tiempo (minutos.arbusto<sup>-1</sup>.persona<sup>-1</sup>) utilizado para el primer corte en arbustos invasores del género *Pyracantha* (año 0) y tiempo para el corte del rebrote en los años siguientes (años 1 a 4). En el caso del rebrote, se muestran los tiempos promedio por arbusto con vida; a continuación, el tiempo promedio por arbusto inicialmente tratado. La última columna muestra los promedios de los años 1 a 4.

**Table 1.** Felling time (minutes.shrub<sup>-1</sup>.person<sup>-1</sup>) for two species of invasive shrubs of the genus *Pyracantha* (year 0) and time taken to cut the regrowth in the following years (years 1 to 4). In the case of the regrowth, we first show the average time per shrub which is alive; then, the average time per initially treated shrub. The last column shows the average for years 1 to 4.

Tratamiento de corte	Año 0	Año 1	Año 2	Año 3	Año 4	Promedio rebrote/año
Anual N=64	4.17	1.71 / 1.63	1.03 / 0.92	1.16 / 0.85	1.11 / 0.61	1.25 / 1.00
Bienal N=64	2.97	0	1.30 / 1.24	0	1.59 / 1.39	0.72 / 0.66
Año 4 N=64	3.22	0	0	0	4.46 / 4.04	1.11 / 1.01

## DISCUSIÓN

El tratamiento con frecuencia de corte anual es el único de los tratamientos aplicados que podría permitir dejar el área libre o casi libre de los arbustos de *Pyracantha* inicialmente intervenidos. En el corte anual, la supervivencia decreció con el tiempo, y una proyección simple a más de cinco años indicaría que al año 7 ya habrían muerto casi todos los arbustos intervenidos. En cambio, los tratamientos de corte bienal y al año 4 presentaron supervivencias de casi el 100%, por lo que no parecen tener ninguna posibilidad de eliminar los arbustos en tiempos razonables.

La supervivencia elevada de *Pyracantha* indicaría que la reducción de las reservas en raíces debido a los cortes fue compensada por la actividad fotosintética, sin verse comprometida la supervivencia, salvo en el caso de los cortes anuales. En otras especies de plantas leñosas también se encontraron altas supervivencias al corte. Por ejemplo, supervivencia de 90% a los 8 años luego del desmonte con cadenas y fuego para *Juniperus pinchotii* (Ansley et al. 2006), una supervivencia de 93% a los 18 meses de cortados para *Spartium junceum* (Sanhueza and Zalba 2012), una supervivencia de 95% a los 12 meses de cortados para *Ligustrum lucidum* (Valfré-Giorello et al. 2019) y una supervivencia en el 100% de las parcelas para *Ailanthus altissima*, incluso luego de dos cortes anuales por 5 años consecutivos (Constán-Nava et al. 2010).

Con todas las frecuencias de corte se redujo de forma notable el tamaño y la producción de frutos de *Pyracantha*, al menos por cinco años. Solo en el tratamiento de corte al año 4, el tamaño y la producción de frutos se recuperaron a valores precorte. Este resultado también coincide con la mayor parte de los estudios realizados que reportan menor tamaño o cobertura luego de tratamientos

de control mecánico (Constán-Nava et al. 2010; Sanhueza and Zalba 2012; Valfré-Giorello et al. 2019; Fernández et al. 2020). Si bien se han descrito algunas especies de plantas muy adaptadas a la herbivoría que compensan por completo la remoción de sus partes sin presentar perjuicios (McNaughton 1983), se trata de especies poco frecuentes, con adaptaciones extremas a la herbivoría continua; no sería el caso de las especies de *Pyracantha* aquí estudiadas.

Para el caso del tratamiento de corte anual, los arbustos de *Pyracantha* inicialmente más grandes (>450 cm) mostraron menor supervivencia que los más pequeños, mientras que en todos los tratamientos, el tamaño inicial del arbusto influyó de forma positiva en el crecimiento del rebrote, aunque la relación se estabilizó en el caso de los arbustos más grandes. Pese a que no pudimos encontrar bibliografía que lo respalde, suponemos que es posible que los mayores requerimientos energéticos de las raíces grandes no fueron suplidos por la parte aérea reducida por los tratamientos de corte, lo cual provocó la muerte parcial —y, eventualmente, total— de las raíces. Lo mismo puede estar ocurriendo con los arbustos subdominantes estudiados. Muchas plantas subdominantes suelen invertir menos en tejidos de reserva subterráneos, lo cual, en nuestro caso, puede haber desencadenado una menor supervivencia (Matula et al. 2019). Suponemos que las escasas diferencias encontradas en altura del rebrote entre arbustos dominantes y subdominantes es porque si bien los dominantes deberían tener más reservas para el rebrote, este crecimiento es más lento y sostenido que el de arbustos subdominantes que vuelven a intentar crecer rápido a costa de disminuir aun más sus reservas.

En cuanto a los esfuerzos del control, el corte inicial llevó menos de 4 minutos.arbusto<sup>-1</sup>.persona<sup>-1</sup>, en coincidencia con Valfré-

Giorello et al. (2019), quienes reportan 4.17 minutos.arbusto<sup>-1</sup>.persona<sup>-1</sup> para *Ligustrum lucidum*, y bastante más que Cuevas y Zalba (2009), quienes reportan 0.93 minutos.arbusto<sup>-1</sup>.persona<sup>-1</sup> para *Pinus halepensis* (que posiblemente es más fácil de cortar que *Pyracantha* spp). En función de nuestros resultados para *Pyracantha*, proponemos que la mejor estrategia de control mecánico para estas especies sería seleccionar un área invadida donde, en función del tiempo y los recursos disponibles, sea posible intervenir durante 7 años continuos para cortar año a año el rebrote. Solo se recomienda incorporar nuevas áreas si no comprometen al plan de intervención inicial, como sugieren Ramaswami et al. (2014) para *Lantana camara* en un área de conservación de la India.

A nuestro mayor saber y entender, el presente estudio sería el primero en control *Pyracantha* y, obviamente, aún hay mucho por aprender aplicando otros tratamientos para reducir el esfuerzo de control. Sugerimos ensayar cortes bi- o tri-anales, o un corte inicial y luego sometiendo a pastoreo (Capó et al. 2016; Rathfon et al. 2021). También pueden ser promisorios los tratamientos ensayando distintas épocas del año para los cortes, en función de que las plantas suelen variar temporalmente sus reservas en raíces, lo que tiene consecuencias en su capacidad de rebrote (Kays and Canham 1991; Love and Anderson 2009), o técnicas como corte y aplicación de plástico negro para evitar la incidencia de luz solar en el rebrote (como en Valfré-Giorello et al. 2019). Además, se necesitan estudios sobre otras especies, ya que las invasiones de

exóticas generalmente involucran un conjunto de especies (Tecco et al. 2006).

El esfuerzo involucrado en el control mecánico obviamente pone la mirada sobre alternativas como el control químico, más efectivo, pero más complejo por sus posibles repercusiones en la salud del ecosistema y de la persona que lo aplica (Sanhueza and Zalba 2012; van Wilgen et al. 2020). Otra posibilidad muy alentadora es el control biológico clásico, ya que ha dado muy buenos resultados en otras especies de plantas, con pocas consecuencias adversas cuando se hacen todos los estudios necesarios para elegir los depredadores a introducir (Clewley et al. 2012). Sin embargo, el control mecánico manual siempre será la primera opción en muchas situaciones, ya que es poco factible encontrar controladores biológicos seguros para todas las especies y porque los químicos deben ser aplicados por personal altamente capacitado y no se pueden usar en lugares sensibles como las cercanías de los cuerpos de agua (Holloran et al. 2004). En zona de sierras no consideramos práctico el control mecánico con maquinarias tipo rolo, rastra o segadora debido, por un lado, a que son poco selectivas, y por el otro lado, a que la topografía, las rocas y la inaccesibilidad dificultan su aplicación.

AGRADECIMIENTOS. Sebastián Stanganelli, Laura I. Renison e Iván A. Renison por su ayuda en los monitoreos. Secretaría de Ambiente de la provincia de Córdoba vía Ley de Bosques y al programa ImpaCT.AR Ciencia y Tecnología, desafío 123 por el financiamiento.

## REFERENCIAS

- Ansley, R. J., H. T. Wiedemann, M. J. Castellano, and J. E. Slosser. 2006. Herbaceous restoration of Juniper dominated grasslands with chaining and fire. *Rangeland Ecology and Management* 50:171-178. <https://doi.org/10.2111/05-095R1.1>.
- Argañaraz, J., A. M. Cingolani, L. M. Bellis, and M. A. Giorgis. 2020. Fire incidence along an elevational gradient in the mountains of central Argentina. *Ecología Austral* 30:268-281. <https://doi.org/10.25260/EA.20.30.2.0.1054>.
- Argibay, D. S., and D. Renison. 2018. Efecto del fuego y la ganadería en bosques de *Polylepis australis* (Rosaceae) a lo largo de un gradiente altitudinal en las montañas del centro de la Argentina. *Bosque (Valdivia)* 39:145-150. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002018000100145>.
- Bernasconi Salazar, J., A. Cora, M. Karlin, and 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* 35:11-18. <https://doi.org/10.31047/1668.298x.v35.n2.18224>.
- Bory, G., M. D. Sidibe, and D. Clair-Maczulajty. 1991. Effects of cutting back on the carbohydrate and lipid reserves in the tree of heaven (*Ailanthus glandulosa* Desf Simaroubaceae). *Ann Sci For* 48:1-13. <https://doi.org/10.1051/forest/19910101>.
- Cameron, A. C., and P. K. Trivedi. 2013. Regression analysis of count data. 2nd Edition. Cambridge University Press. Pp. 136-139. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139013567>.
- Capó, E. A., R. Aguilar, and D. Renison. 2016. Livestock reduces juvenile tree growth of alien invasive species with a minimal effect on natives: a field experiment using exclosures. *Biological Invasions* 18:2943-2950. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1185-3>.

- Chari, L. D., G. D. Martin, S. L. Steenhuisen, L. D. Adams, and V. R. Clark. 2020. Biology of invasive plants 1. *Pyracantha angustifolia* (Franch.) C.K. Schneid. *Invasive Plant Science and Management* 13:120-142. <https://doi.org/10.1017/inp.2020.24>.
- Cingolani, A. M., M. A. Giorgis, L. E. Hoyos, and M. Cabido. 2022. La vegetación de las montañas de Córdoba (Argentina) a comienzos del siglo XXI: un mapa base para el ordenamiento territorial. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 57:65-100. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v57.n1.34924>.
- Clewell, A. F., and J. Aronson. 2007. *Ecological restoration: principles, values, and structure of an emerging profession*. Island Press. Pp. 216.
- Clewley, G. D., R. Eschen, R. H. Shaw, and D. J. Wright. 2012. The effectiveness of classical biological control of invasive plants. *Journal of Applied Ecology* 49:1287-1295. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02209.x>.
- Colladon, L. 2014. Anuario Pluviométrico 1992/93 - 2011/12, Cuenca del Río San Antonio. Sistema del Río Suquia - Provincia de Córdoba. Primera ed. Instituto Nacional del Agua y Centro de Investigaciones de la Región Semiárida (CIRSA), Córdoba, Argentina.
- Constán-Nava, S., A. Bonet, E. Pastor, and M. J. Lledó. 2010. Long-term control of the invasive tree *Ailanthus altissima*: Insights from Mediterranean protected forests. *Forest Ecology and Management* 260:1058-1064. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.06.030>.
- Cuevas, Y. A., and Zalba S. M. 2009. Control de Pinos invasores en el Parque Provincial Ernesto Tornquist (Buenos Aires): Áreas prioritarias y análisis de costos. *BioScriba* 2:76-89.
- Egolf, D. R., and A. O. Andrick. 1995. A checklist of *Pyracantha* cultivars. U.S. National Arboretum Contribution. Beltsville, MD: U.S. Department of Agriculture–Agricultural Research Service. Pp. 91. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.58687>.
- Dunn, K. P., and G. K. Smyth. 1996. Randomized quantile residuals. *Journal of Computational and Graphical Statistics* 5:1-10. <https://doi.org/10.2307/1390802>.
- Fernández, R. D., S. J. Ceballos, R. Aragón, A. Malizia, L. Montti, J. I. Whitworth-Hulse, P. Castro-Díez, and H. R. Grau. 2020. A Global Review of *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) Invasion. *The Botanical Review* 86:93-118. <https://doi.org/10.1007/s12229-020-09228-w>.
- Giorgis, M. A., and P. Tecco. 2014. Árboles y arbustos invasores de la provincia de Córdoba (Argentina): una contribución a la sistematización de bases de datos globales. *Bol Soc Argent Bot* 49:581-603. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v49.n4.9991>.
- Giorgis, M. A., M. V. Palchetti, R. Moreno, M. Cabido, J. O. Chiapella, and A. M. Cingolani. 2021. Flora vascular de las montañas de Córdoba (Argentina): características y distribución de las especies a través del gradiente altitudinal. *Bol Soc Argent Bot* 56:1-19. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v56.n3.30355>.
- Gurvich, D. E., L. Enrico, and A. M. Cingolani. 2005. Linking plant functional traits with post-fire sprouting vigour in woody species in central Argentina. *Austral Ecology* 30:768-796. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2005.01529.x>.
- Hartig, F. 2022. DHARMA: Residual diagnostics for hierarchical (Multi-Level / Mixed) regression Models. R package version 0.4.6. URL: [CRAN.R-project.org/package=DHARMA](https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA).
- Herrero, M. L., R. C. Torres, and D. Renison. 2016. Do wildfires promote woody species invasion in a fire-adapted ecosystem? Post-fire resprouting of native and non-native woody plants in central Argentina. *Environmental Management* 57:308-317. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0616-8>.
- Holloran, P., A. Mackenzie, S. Farrell, and D. Johnson. 2004. *The weed workers' handbook*. Richmond, CA: California Invasive Plant Council.
- Hultine, K. R., D. Dehn, S. E. Bush, K. Achara, C. D'Antonio, T. L. Dudley, J. Healey, J. B. Hull, D. E. Koepke, R. W. Long, and D. L. Potts. 2021. Episodic defoliation rapidly reduces starch but not soluble sugars in an invasive shrub, *Tamarix* spp. *Botany* 108:1343-1353. <https://doi.org/10.1002/ajb2.1711>.
- Karlin, M., A. Cora, J. Bernasconi Salazar, and F. Ontivero. 2022. Sobrevida post-anillado de tres especies exóticas invasoras arbóreas de las Sierras de Córdoba (Argentina). *Quebracho* 30:31-37.
- Kays, J. S., and C. D. Canham. 1991. Effects of time and frequency of cutting on hardwood root reserves and sprout growth. *Forest Science* 37:524-539.
- Kettenring, K. M., and C. R. Adams. 2011. Lessons learned from invasive plant control experiments: a systematic review and meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 48:970-979. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01979.x>.
- Mack, R. N., D. Simberloff, W. Mark, L. H. Evans, M. Clout, and F. Bazzaz. 2000. Invasiones biológicas: Causas, epidemiología, consecuencias globales y control. *Tópicos en Ecología* 5:1-19.
- Marcora, P., I. Hensen, D. Renison, P. Seltmann, and K. Wesche. 2008. The performance of *Polylepis australis* trees along their entire altitudinal range: implications of climate change for their conservation. *Diversity and Distributions* 14:630-636. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00455.x>.
- Matula, R., M. Šrámek, J. Kvasnica, B. Uherková, J. Slepíčka, M. Matoušková, E. Kutchartt, and M. Svátek. 2019. Pre-disturbance tree size, sprouting vigour and competition drive the survival and growth of resprouting trees. *Forest Ecology and Management* 446:71-79. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.012>.
- Matzek, V., M. Pujale, and S. Cresci. 2015. What managers want from invasive species research versus what they get. *Conservation Letters* 8:33-40 <https://doi.org/10.1111/conl.12119>.
- McNaughton, S. J. 1983. Compensatory plant growth as a response to herbivory. *Oikos* 40:329-336. <https://doi.org/10.2307/3544305>.
- Love, J. P., and J. T. Anderson. 2009. Seasonal effects of four control methods on the invasive Morrow's Honeysuckle (*Lonicera morrowii*) and initial responses of understory plants in a Southwestern Pennsylvania old field. *Restoration*

- Ecology 17:549-559 <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00421.x>.
- Packham, J. R., D. J. L. Harding, G. M. Hilton, and R. A. Stuttard. 1992. Functional ecology of woodlands and forests. Chapman and Hall, London.
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: [R-project.org](http://R-project.org).
- Ramaswami, G. S., D. Prasad, D. Westcott, S. P. Subuddhi, and R. A. Sukumar. 2014. Addressing the management of a long established invasive shrub: the case of *Lantana camara* in Indian forests. *Indian Forester* 140:129-136.
- Rathfon, R. A., S. M. Greenler, and M. A. Jenkins. 2021. Effects of prescribed grazing by goats on non-native invasive shrubs and native plant species in a mixed-hardwood forest. *Restoration Ecology* 29:e13361. <https://doi.org/10.1111/rec.13361>.
- Renison, D., M. L. Herrero, R. C. Torres, R. Suarez, P. Friedlander, S. E. Navarro Ramos, F. Barri, and A. M. Cingolani. 2016. El rol de los voluntariados en la restauración ecológica del centro argentino. Capítulo III. Pp. 55-76 en E. Ceccon and D. Pérez (coords.). Más allá de la ecología de la restauración: perspectivas sociales en América Latina y el Caribe. 1ª edición. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Vázquez Manzini Editores.
- Renison, D., A. M. Cingolani, C. Contarde, and D. Guzmán. 2023a. Asistiendo a la reintroducción de vizcachas (*Lagostomus maximus*): ¿Cómo aumentar el área de pastoreo seguro? *Ecología Austral* 33:20-29. <https://doi.org/10.25260/EA.23.33.1.0.1961>.
- Renison, D., H. R. Quispe-Melgar, G. A. E. Cuyckens, and A. M. Cingolani. 2023b. Setting large- and medium-sized mammal restoration goals in one of the last mountain Chaco remnants from Central Argentina. *Ecological Processes* 12:21. <https://doi.org/10.1186/s13717-023-00434-z>.
- Sala, A., D. R. Woodruff, and F. C. Meinzer. 2012. Carbon dynamics in trees: feast or famine? *Tree Physiology* 32:764-775. <https://doi.org/10.1093/treephys/tp143>.
- Salazar, J., F. Barri, and G. Cardozo. 2013. Distribución espacial y tasa de invasión de flora exótica en la Reserva Natural de Vaquerías - Provincia de Córdoba (Argentina). *Cuadernos de Botánica Ambiental Aplicada* 24:3-12.
- Sanhueza, C., and S. M. Zalba. 2012. Experimental control of Spanish broom (*Spartium junceum*) invading natural grasslands. *Management of Biological Invasions* 3:97-104. <https://doi.org/10.3391/mbi.2012.3.2.04>.
- Snyder, E. 2021. Mechanical control of terrestrial invasives plants. University of New Hampshire - Extension 1-5. URL: [tinyurl.com/ydxwdubp](http://tinyurl.com/ydxwdubp).
- Tecco, P. A., D. E. Gurchich, S. Díaz, N. Pérez-Harguindeguy, and M. Cabido. 2006. Positive interaction between invasive plants: The influence of *Pyracantha angustifolia* on the recruitment of native and exotic woody species. *Austral Ecology* 31:293-300. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2006.01557.x>.
- Tecco, P. A., A. I. Pais-Bosch, G. Funes, P. I. Marcora, S. R. Zeballos, M. Cabido, and C. Urcelay. 2016. Mountain invasions on the way: are there climatic constraints for the expansion of alien woody species along an elevation gradient in Argentina? *Journal of Plant Ecology* 9:380-392. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtv064>.
- Valfré-Giarello, T. A., C. R. Torres, F. R. Barri, and D. Renison. 2019. Control mecánico del árbol no nativo *Ligustrum lucidum* (Oleaceae): supervivencia, regeneración y costos. *Bol Soc Argent Bot* 54:93-104. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v54.n1.23588>.
- van Wilgen, B. W., and D. M. Richardson. 2014. Challenges and trade-offs in the management of invasive alien trees. *Biological Invasions* 16:721-734. <https://doi.org/10.1007/s10530-013-0615-8>.
- van Wilgen, B. W., J. R. Wilson, and L. C. Foxcroft. 2020. The extent and effectiveness of alien plant control projects in South Africa. Capítulo 21. Pp. 597-628 en B. W. van Wilgen, J. Measey, D. M. Richardson, J. R. Wilson and T. A. Zengeya (eds.). *Biological invasions in South Africa*, Springer Open, Berlin, Alemania. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-32394-3>.
- Vergara-Tabares, D. L., M. Toledo, E. García, and S. I. Peluc. 2018. Aliens will provide: avian responses to a new temporal resource offered by ornithocorous exotic shrubs. *Oecologia* 188:173-182. <https://doi.org/10.1007/s00442-018-4207-2>.