



Centro de Ecología y Recursos Naturales Renovables. Facultad de  
Ciencias Exactas Físicas y Naturales de la Universidad Nacional de Córdoba.  
Instituto de Investigaciones Biológicas y Tecnológicas (CONICET- UNC)

**Respuesta de la invasión de la especie  
arbórea *Ligustrum lucidum* (siempreverde)  
en presencia del fuego en el Bosque Serrano:  
Un análisis a diferentes escalas**

**Tesinista:** Tolocka, María Eugenia

Firma:.....

**Directores:** Chartier, Marcelo Pablo

Firma:.....

Bellis, Laura Marisa

Firma:.....

Septiembre de 2017

**Respuesta de la invasión de la especie arbórea *Ligustrum lucidum* (siempreverde) en presencia del fuego en el Bosque Serrano: Un análisis a diferentes escalas**

**Tribunal examinador**

Nombre y Apellido: ..... Firma:.....

Nombre y Apellido: ..... Firma:.....

Nombre y Apellido: ..... Firma:.....

Calificación: .....

Fecha: .....

## Índice

<b>Introducción.....</b>	5
<b>Materiales y métodos</b>	
<i>Área de estudio.....</i>	8
<i>Características de la especie.....</i>	10
<i>Obtención y procesamiento de muestras de leño.....</i>	12
<i>Obtención de cronologías de ancho de anillos de L. lucidum.....</i>	13
<i>Tasa de expansión superficial de L. lucidum en las Sierras Chicas.....</i>	14
<i>Análisis estadísticos.....</i>	15
<b>Resultados</b>	
<i>Cronología de referencia de L. lucidum.....</i>	15
<i>Tasa de crecimiento radial de L. lucidum.....</i>	15
<i>Tasa de expansión de L. lucidum en las Sierras Chicas.....</i>	17
<b>Discusión</b>	
<i>Cronología de referencia de la especie arbórea invasora L. lucidum.....</i>	19
<i>Efecto del fuego sobre el crecimiento de L. lucidum.....</i>	19
<i>Tasa de expansión de la especie leñosa L. lucidum.....</i>	21
<b>Conclusión.....</b>	22
<b>Agradecimientos.....</b>	22
<b>Referencias bibliográficas.....</b>	23

## **Resumen**

La especie leñosa *Ligustrum lucidum* Aiton (Oleácea), conocida localmente como “siempreverde” es originaria de China y se encuentra presente en la Argentina desde principios del siglo XIX como planta cultivada. El siempreverde es una especie invasora agresiva, de rápida expansión, que afecta marcadamente a la estructura del bosque serrano y la biodiversidad asociada. Entre los disturbios que afectan los ecosistemas de bosque, el fuego es uno de los más importantes debido a su elevada frecuencia y superficie afectada. En las Sierras Chicas de la provincia de Córdoba, el fuego representa uno de los principales agentes de disturbio. El objetivo del presente estudio fue evaluar el efecto del fuego sobre el proceso de invasión de la especie leñosa *L. lucidum* y determinar su relación con los incendios forestales. **Realizando un análisis a escala de parche (stand) midiendo la tasa de crecimiento radial de la especie y a escala de paisaje midiendo la tasa de expansión de la misma.** Para llevar a cabo el mismo se utilizaron técnicas dendrocronológicas y cartografía satelital en una ventana temporal de 30 años (1983-2012). Se seleccionó un sitio control y un sitio quemado. De cada uno se escogieron al azar 15 individuos, a cada uno de los cuales se le tomaron cuatro muestras de madera con “barreno de incremento”. Asimismo se obtuvieron a través de imágenes satelitales, parches de bosques monoespecífico de siempreverdales del sitio control y del sitio quemado. Los resultados de este estudio mostraron una disminución de la tasa de crecimiento radial de *L. lucidum* debido a la presencia del fuego. Además se observó una importante tasa de expansión en ambos parches más marcada en los parches del sitio control. El presente trabajo constituye el primer estudio dendrocronológico realizado sobre bosques monoespecíficos de *L. lucidum* en las Sierras Chicas de Córdoba. El conocimiento aquí aportado permite fomentar pautas de manejo tendiente al control de esta especie invasora en el Bosque Serrano de Córdoba.

**Palabras claves:** invasiones biológicas, bosque serrano, incendios, tasa de crecimiento radial, tasa de expansión, dendrocronología.

## **1. Introducción**

Las actividades humanas afectan a los ecosistemas al promover una gran variedad de disturbios siendo los más importantes las invasiones biológicas y los incendios (Brooks et al., 2004, Bar Massada et al., 2014). Ambos tipos de disturbios son considerados actualmente un gran desafío para la conservación de la biodiversidad nativa de los ecosistemas (Brooks, et al., 2004).

En este contexto, una especie es considerada invasora cuando ha sido establecida fuera de su rango normal de ocurrencia y cuya introducción y dispersión provoca impactos económicos y amenazas sobre la biodiversidad, la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas nativos (Nebel et al., 2006, Kolar y Lodge 2001). Las especies invasoras se caracterizan por presentar elevadas tasas de crecimiento y reproducción, una gran capacidad de aclimatación y patrones fenológicos diferentes a las especies nativas (Tecco et al., 2010). Tales características frecuentemente resultan en una mayor productividad, lo que favorece el desplazamiento de la vegetación nativa, cambiando las propiedades del material combustible, lo que puede afectar el comportamiento del fuego y, en última instancia, alterar las características del régimen de incendios (Brooks et al., 2004). Los cambios de régimen de fuego, pueden a su vez promover el crecimiento de plantas exóticas, creando condiciones propicias para su establecimiento y proliferación (Herrero et al., 2015). Por lo tanto, conocer el efecto sinérgico de ambos procesos es crucial para el manejo y la conservación de los ecosistemas.

En las Sierras de la provincia de Córdoba el fuego representa uno de los principales agentes de disturbio, acumulando ~ 2.152.000 ha quemadas entre 1993 y 2013. De los diferentes cordones montañosos de la provincia las Sierras Chicas son las más afectadas por los incendios forestales, tanto en número y frecuencia de eventos como en el tamaño de las áreas quemadas (Argañaraz et al., 2015). La mayoría de los incendios son iniciados como consecuencia de actividades turísticas y ganaderas, y han provocado un cambio estructural importante en el paisaje, reduciendo la superficie de bosque (Cabido et al., 1991; Cabido y Zak, 1999; Argañaraz et al., 2015) creando áreas abiertas y suelos desnudos o escasamente vegetados que, frecuentemente, favorecen el establecimiento y expansión de especies invasoras (Gavier et al., 2012).

Dentro de las especies leñosas exóticas que invaden el bosque serrano, pueden mencionarse como especies de árboles más dominantes al siempreverde (*Ligustrum lucidum* Aiton), acacia negra (*Gleditsia triacanthos* L.), mora (*Morus spp.*), paraíso (*Melia azedarach*, L.) y crataeus (*Crataegus monogyna* Jacq.) (Luti et al. 1979, Giorgis 2011).

Particularmente el siempreverde ha alcanzado niveles críticos (Hoyos et al., 2010, Gavier-Pizarro et al., 2012). Como ejemplo de la gran capacidad de expansión de *L. lucidum* podemos citar para el área de las Sierras Chicas de Córdoba que en el año 1983 los parches (*stands*) de siempreverdes se hallaban en la periferia de las zonas urbanas abarcando sólo 50 ha del área total del bosque, mientras que en 2006 esta superficie se incrementó a 2500 ha formando rodales densos monoespecíficos de *L. lucidum* (Hoyos et al., 2010, Gavier-Pizarro et al., 2012). Éstos han reemplazado el 20 % de la superficie del bosque nativo de las Sierras Chicas (Hoyos et al., 2010, Gavier-Pizarro et al., 2012).

Investigaciones anteriores han destacado que la respuesta de las especies leñosas al efecto del fuego es fuertemente dependiente de las siguientes características: densidad del leño (Gurvich et al., 2005), forma de la hoja (hojas caducas frente a especies de hoja perenne) (Kauffman y Martin 1990), tamaño del árbol (Boyer 1990, Kauffman y Martin 1990, Waldrop et al., 1992, Glitzenstein et al., 1995, Olson y Platt 1995). Además, la altura de los árboles previo al fuego puede influir en su recuperación posfuego debido a que la mayor altura de la base de la copa influye en el vigor y el tipo de rebrote (Janzen 1967, Gurvich et al., 2005). La profundidad de la raíz, la rocosidad y la pendiente del terreno también puede cumplir una importante función en la protección de yemas basales y raíces, protegiendo al árbol de los efectos del fuego (Ellenberg 1979, Kessler y Driesch 1993, Fjeldså y Kessler 1996).

La evaluación y el manejo de la invasión de especies leñosas requieren determinar las tasas de crecimiento de la especie y cuantificar los cambios espacio-temporales de las áreas invadidas. En este contexto, la tasa de crecimiento de especies leñosas puede determinarse de manera confiable a partir de técnicas dendrocronológicas. La dendrocronología constituye una herramienta útil para determinar tasas de crecimiento de las especies leñosas, la cual se basa en el estudio de los anillos de crecimiento desde una perspectiva temporal (Avilés et al., 2007). Entre sus numerosas aplicaciones, la dendroecología, basada en el estudio de las respuestas de los anillos de crecimiento a las diferentes condiciones ambientales, es sumamente útil para conocer la respuesta de

plantas invasoras como el siempreverde en su nuevo ambiente, producto del impacto de diferentes disturbios (Kitzberger et al., 2000).

Por otra parte, los estudios que permiten determinar los cambios espaciales en la distribución de las áreas invadidas en el bosque serrano a macroescala pueden abordarse mediante el uso de cartografía satelital y evaluaciones a campo (Rejmanek y Pitcairn 2002; Gavier y Bucher 2004; Hoyos et al., 2010).

El presente trabajo contribuye al conocimiento actual sobre la ecología y la expansión de la especie invasora leñosa *L. lucidum* en el bosque serrano, a partir de un análisis a escala de parches y a escala de paisaje. En este contexto, conocer cómo afecta el fuego en la tasa de crecimiento radial y a la expansión de esta especie invasora es de vital importancia para implementar medidas de manejo tendiente al control de la invasión de especies y a conservar los bosques nativos de los ecosistemas serranos.

El objetivo general fue evaluar el efecto del fuego sobre el proceso de invasión de la especie leñosa *L. lucidum* y determinar su relación con los incendios forestales, con la finalidad de generar conocimiento de base para fomentar pautas de manejo tendiente al control de ésta especie invasora en el Bosque Serrano de Córdoba.

Los objetivos específicos fueron: 1) Establecer la cronología de referencia de la especie arbórea invasora *L. lucidum* para las Sierras Chicas de Córdoba. 2) Determinar, a escala de parche (stand), la tasa de crecimiento radial de *L. lucidum* en un sitio sin evidencias de fuego (control) y en un sitio quemado. 3) Determinar, a escala de paisaje, la tasa de expansión de *L. lucidum* estimando el área ocupada por los parches severamente invadidos a partir del análisis de cartografía satelital en una ventana temporal de 30 años (1983 a 2012).

Se planteó como hipótesis que el efecto del fuego, a través de los cambios en la estructura de la vegetación y alteraciones en el suelo, ciclo hidrológico y de nutrientes, afecta el proceso de invasión de la especie arbórea *L. lucidum*.

Predicción 1: La tasa de crecimiento radial de *L. lucidum* será menor en el sitio afectado por el fuego respecto del sitio sin la presencia del mismo (control).

Predicción 2: El incremento de las áreas quemadas dentro de la provincia de Córdoba y el aumento de las precipitaciones medias anuales registradas en las últimas décadas (período 1873-2005, de la Casa et al., 2006), han favorecido la expansión de la especie

arbórea invasora por lo que se registrara una mayor superficie ocupada por *L. lucidum* en el año 2013 respecto a los años 1997 y 1983.

## **2. Materiales y métodos**

### **2-1. Área de estudio**

El presente trabajo se llevó a cabo en la Ciudad de Río Ceballos (31° 9' 53,5"S 64° 18' 17,7"O) perteneciente al departamento Colón, en el faldeo oriental de las Sierras Chicas (Figuras 1). Dicha localidad corresponde a la región fitogeografía Chaqueña, distrito Chaco Serrano, la cual se extiende entre los 700 y 1150 m.s.n.m. El relieve contrasta entre laderas suaves y abruptas, surcado por quebradas y arroyos. El clima es considerado como templado húmedo con estación invernal seca y con verano caluroso, con una temperatura media máxima de 26 °C y mínima de 10 °C y con precipitación media anual de 750 mm concentrada en la estación cálida, entre los meses de octubre y abril (Luti et al. , 1979).

La vegetación está caracterizada por un bosque bajo y abierto. El estrato arbóreo (de 8 a 15 m de alto) se encuentra dominado por las especies de molle (*Lithraea molleoides*), coco (*Zanthoxylum coco*), horco quebracho (*Schinopsis lorentzii*), algarrobo (*Prosopis sp.*). El estrato arbustivo (de 1,5 a 3 m de alto), ubicado entre los 1000 y 1100 m.s.n.m., posee como especies dominantes: romerillo (*Heterotalamus alienus*), chilca (*Eupatorium buniifolium*), *Salvia spp.*, carqueja (*Baccharis articulata*) y palo jabón (*Colettia spinosissima*) (Luti et al. 1979, Giorgis 2011).

El área de estudio tiene una larga historia de uso antrópico. La deforestación, el sobrepastoreo, el fuego y, en las últimas décadas, el acelerado crecimiento urbano, constituyen los principales factores de cambio del paisaje (Gavier y Bucher 2004, Hoyos et al., 2010, Giorgis et al., 2013). Se suman la actividad turística no controlada y la introducción de plantas exóticas (Giorgis et al., 2011) donde el siempreverde tiene un papel preponderante. Según Hoyos et al. (2010) en el área de estudio se pueden reconocer dos categorías de invasión, a) Áreas de bosque mixto: donde los individuos de *L. lucidum* se encuentran dispersos entre los árboles nativos, y b) Siempreverdales, rodales densos donde *L. lucidum* representa más del 80% de los individuos que conforman el estrato arbóreo del bosque (Fig. 2).





**Figura 1.** Área de estudio en la Ciudad de Río Ceballos. Córdoba. Sitio Control y Sitio Quemado. Imagen extraída de *Google Earth Pro*.

## **2-2. Características de la especie**

La especie *Ligustrum lucidum* es un árbol perennifolio de copa redondeada y frondosa. Los ejemplares adultos miden entre 5 y 12 m de altura. Su corteza es lisa y agrietada, de color gris oscuro. Sus hojas son simples, ovadas, coriáceas midiendo entre 8 y 15 cm de longitud, y son de color verde oscuro brillante por el anverso y verde medio por el reverso. Sus frutos son drupas de entre 7 y 10 mm, de color negro azulado, que aparecen a mediados otoño y permanecen en el árbol hasta el invierno (Fig. 3a). Originaria de China. Respecto a las características anatómicas del leño, presenta una porosidad difusa (Dimitri, 1972).

La floración se encuentra concentrada entre los meses de julio y agosto, y las flores son de color blanco cremoso o amarillento, agrupadas en inflorescencias que forman panículas de entre 8 y 20 cm de longitud (Dimitri, 1972), (Fig. 3b).

Esta especie presenta una gran capacidad de producir frutos muy apetecibles por las aves quienes contribuyen a su expansión (Nebel et al., 2006). Por otra parte, el siempreverde logra establecerse y sobrevivir bajo una amplia gama de condiciones. Es relativamente tolerante a la sombra y crece más rápido que la mayoría de las especies nativas e inclusive puede llegar a excluirlas una vez que se ha establecido en una parcela (Aragón y Morales 2003, Aragón y Groom 2003).

En relación al fuego *L. lucidum* presenta una baja inflamabilidad debido a que posee un delgado cambium y un gran contenido de agua en sus tejidos (Batista et al., 2009).



**Figura 2.** Bosque monoespecífico de *Ligustrum lucidum*. Río Ceballos. Córdoba. Área de estudio.



**Figuras 3 a-** Fruto de *L. lucidum* fructificación en drupa **b-** Inflorescencia en panícula

### **2-3. Obtención y procesamiento de muestras de leño**

Para cumplir con los objetivos propuestos, se seleccionaron dos sitios de estudio en la Ciudad de Río Ceballos, Córdoba. Uno de los sitios fue tratado como control conformado por siempreverdales en estado maduro, sin la presencia de signos de fuego (cicatrices en tejidos vegetales vivos, existencia de carbones, etc.), al menos en

los últimos 20 años. El otro sitio, distante 500 metros del anterior, fue afectado por un incendio ocurrido en el año 2003 (Fig. 1).

Dentro de cada sitio, se delimitó un parche denso (*stand*) de *L. lucidum*, del cual se seleccionaron al azar 15 individuos adultos (diámetro a la altura de pecho, DAP, mayor a 20 cm). Los individuos seleccionados se encontraron a una distancia entre individuos superior a 15 m para asegurar la independencia de los datos. Además, se evitó muestrear individuos que se encontraran en pendientes pronunciadas, suelos rocosos o próximos a cauces de ríos ya que su crecimiento podría ser atribuido a factores diferentes del fuego (Morales et al., 2007). Cada individuo seleccionado, fue geoposicionado y se realizó una caracterización alométrica y una caracterización del micrositio circundante (en un radio de 10 m de distancia). Luego, de cada árbol seleccionado, se tomaron cuatro muestras de leño a la misma altura desde el nivel del suelo (a una altura aproximada de 0,5 m desde el nivel del suelo) mediante un barreno de incremento (5,5 mm de diámetro). Las muestras de barreno fueron montadas en varillas de madera y se dejaron secar al aire durante 20 días. Luego, las mismas fueron pulidas con lijas de granulometría ascendente desde 80 a 600 granos por pulgada. Las muestras pulidas fueron montadas bajo una lupa binocular Arcano con una potencia de magnificación de 40X, en donde se procedió a la asignación de los años calendarios de formación (fechado) a cada uno de los anillos de crecimiento, siguiendo los protocolos estándares usados en dendrocronología (Stokes y Smiley 1968) (fig. 4). En este sentido, los anillos de crecimiento fueron fechados al año de formación de acuerdo a la convención de Schulman para el hemisferio Sur, por lo cual el año del anillo corresponde al año calendario en que comenzó a formarse (Roig et al. 2001). Las muestras fechadas fueron escaneadas para obtener una imagen de alta resolución a partir de las cuales se midió el ancho de los anillos de crecimiento mediante un procesamiento digital utilizando el programa Image-Pro Plus (precisión cercana a 0,001 mm).

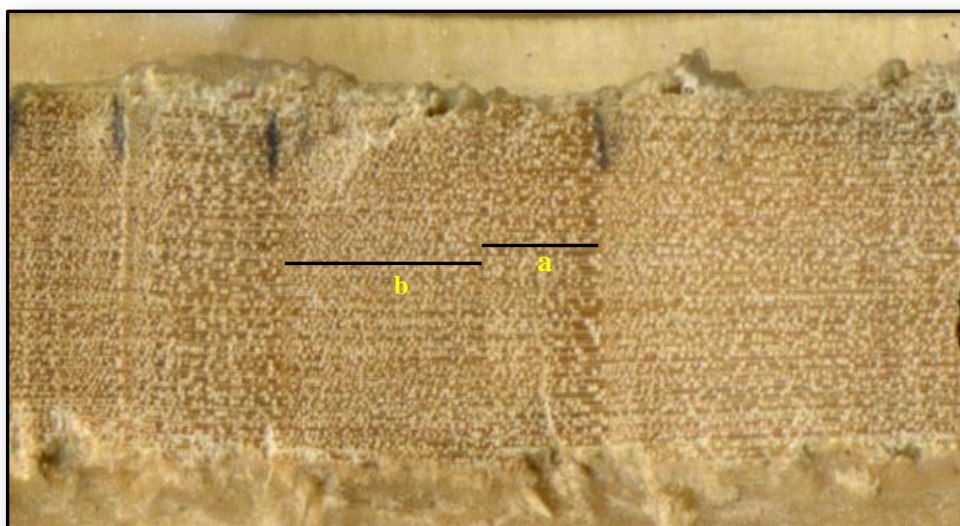
#### **2-4. Obtención de cronologías de ancho de anillos de *L. lucidum***

Una cronología es una serie temporal promedio de ancho de anillos obtenida desde un conjunto de árboles que se encuentran creciendo bajo condiciones de suelo y vegetación homogéneas (Roig et al., 2001).

Los patrones temporales de ancho de anillo de crecimiento de los diferentes radios medidos de cada árbol (series temporales de ancho de anillos) fueron sincronizados en

forma cruzada (cofechado) para obtener una cronología para cada uno de los sitios control y quemado (Stokes y Smiley, 1968). La calidad del cofechado fue verificado mediante el uso del programa COFECHA (Holmes, 1983). La similitud entre las cronologías fue evaluada a partir de estadísticos dendrocronológicos convencionales, coeficiente de correlación, índice de sensibilidad media y desviación estándar (Fritts, 1976). La cronología de referencia obtenida en el sitio no quemado (control) fue utilizada como un control para la correcta asignación de los años calendarios (fechado) a cada uno de los anillos de crecimiento medidos dentro del sitio quemado.

Finalmente, a fin de verificar la existencia de un efecto del fuego sobre el crecimiento de *L. lucidum*, se realizó una comparación de medias entre el crecimiento radial de los sitios control y quemado entre los años 1994-2012.



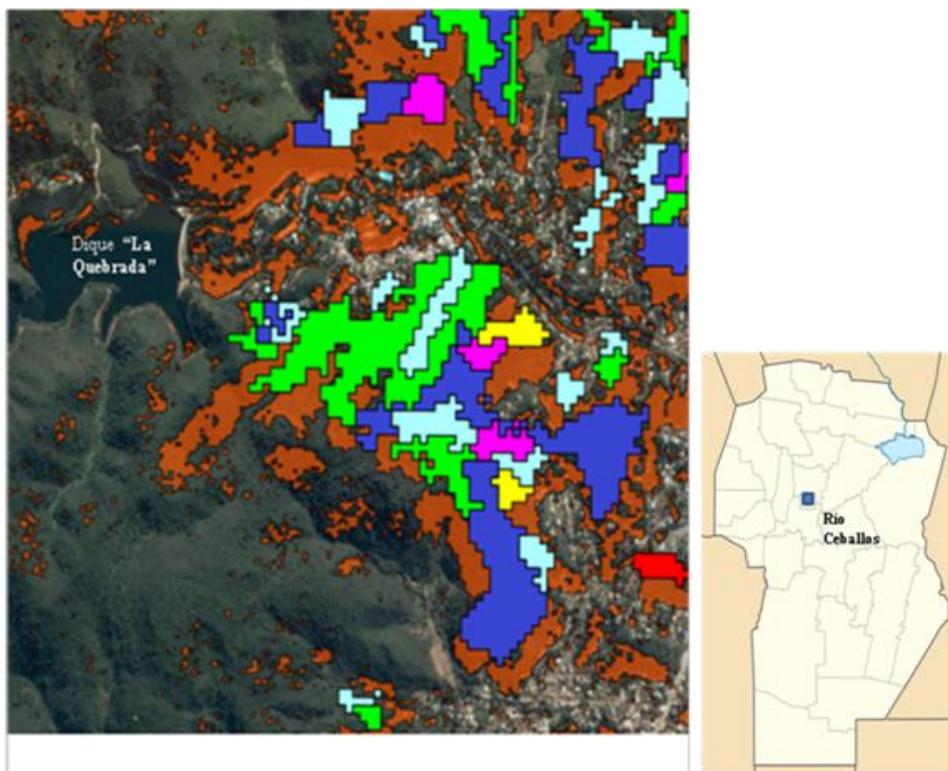
**Figura 4.** Muestra del sitio control de barreno analizada. Detalle de los anillos de crecimiento de *L. lucidum* incluyendo leño temprano (a) y leño tardío (b)

#### **2-5. Tasa de expansión superficial de *L. lucidum* en las Sierras Chicas**

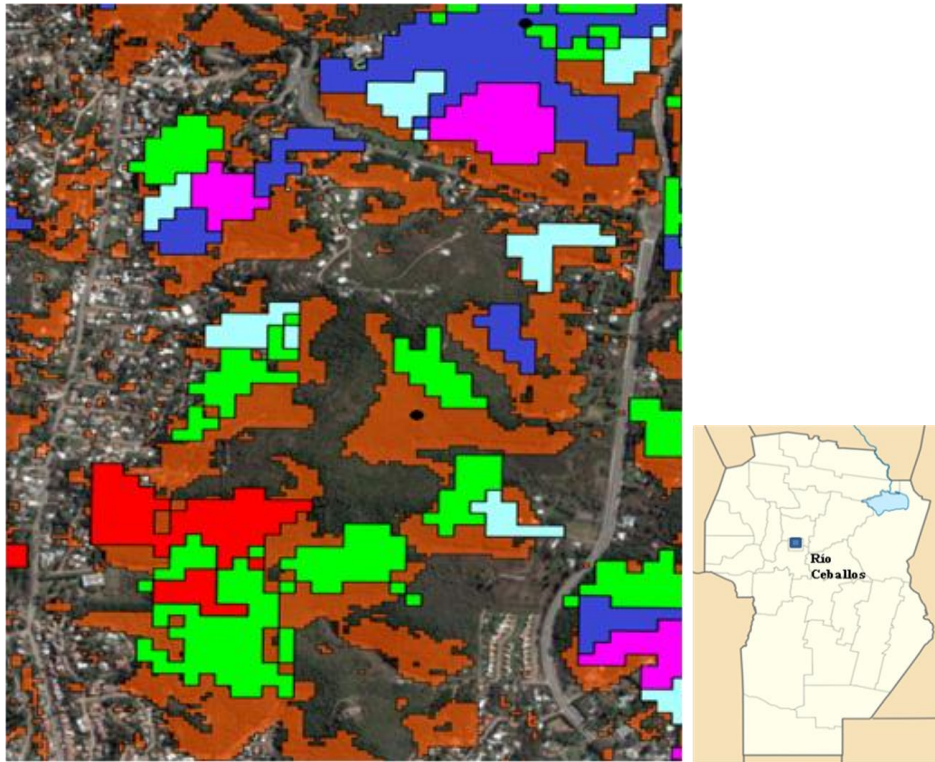
Se utilizaron mapas digitales de distribución de áreas severamente invadidas ( $\geq 80\%$ ) por siempreverde entre los años 1983 a 2012, obtenidas de la cartografía existentes y elaboradas por Gavier-Pizarro et al., (2012) y Argañaraz et al., (2015) a partir de imágenes Landsat (30 m de resolución) y Spot (10 m de resolución) respectivamente. Además se utilizó un mapa de frecuencia de incendios de las Sierras Chicas elaborado

por Argañaraz et al., (2015) para el periodo 1999-2012 e imágenes satelitales de alta resolución de Google Earth (2015).

Analizando la cartografía mencionada se identificaron parches de siempreverde que no se quemaron al menos en la ventana temporal estudiada, a modo de control (Figura 5) y parches de siempreverde que sufrieron algún evento de incendio (Figura 6). Cada parche se delimitó digitalmente mediante polígonos vectoriales y se calculó el área ocupada por los mismos en cada uno de los respectivos años, tanto para el área quemada como control. Finalmente, la tasa de expansión de *L. lucidum*, se calculó mediante la diferencia en el área ocupada de los parches severamente invadidos en relación a la ocurrencia de fuego versus sitio control. A partir de estos resultados se calculó el porcentaje de incremento acumulado en el período 1987-2012.



**Figura 5.** Área de estudio. Río Ceballos. Córdoba. Las áreas coloreadas corresponden a parches de siempreverdes ubicados en el sitio sin fuego (control). Los diferentes colores indican el avance temporal de la invasión (rojo: 1983, magenta: 1992, celeste: 1997, azul: 2001, verde: 2006).



**Figura 6.** Área de estudio. Río Ceballos. Córdoba. Las áreas coloreadas corresponden a parches de siempreverdes ubicados en el sitio quemado. Los diferentes colores indican el avance temporal de la invasión (rojo: 1983, magenta: 1992, celeste: 1997, azul: 2001, verde: 2006).

## **2-6. Análisis estadísticos**

Las tasas de crecimiento radial promedio de *L. lucidum*, medidas como anchos de anillos (mm/año) bajo la presencia del fuego y sin incidencia del mismo (control), fueron comparadas mediante un ANOVA de un factor (Sokal y Rohlf, 1997). De la misma manera, se realizó un ANOVA de un factor para comparar las tasas de expansión superficial media de *L. lucidum* en los sucesivos lapsos de tiempo analizados (1983-2012). En todos los casos se verificó la normalidad y homocedasticidad de los residuales. Los análisis estadísticos se realizaron con el programa InfoStat (Di Rienzo et al., 2014), fijando un nivel de significancia en 0,05. Finalmente, se realizó un análisis de correlación para determinar la relación entre la tasa de crecimiento radial de *L. lucidum* y las diferentes variables alométricas y ambientales.

### **3. Resultados**

#### **3-1. Cronología de referencia de *L. lucidum***

Los estadísticos dendrocronológicos derivados de las cronologías de los sitios control (de referencia) y quemado, se encuentran presentados en la Tabla 1.

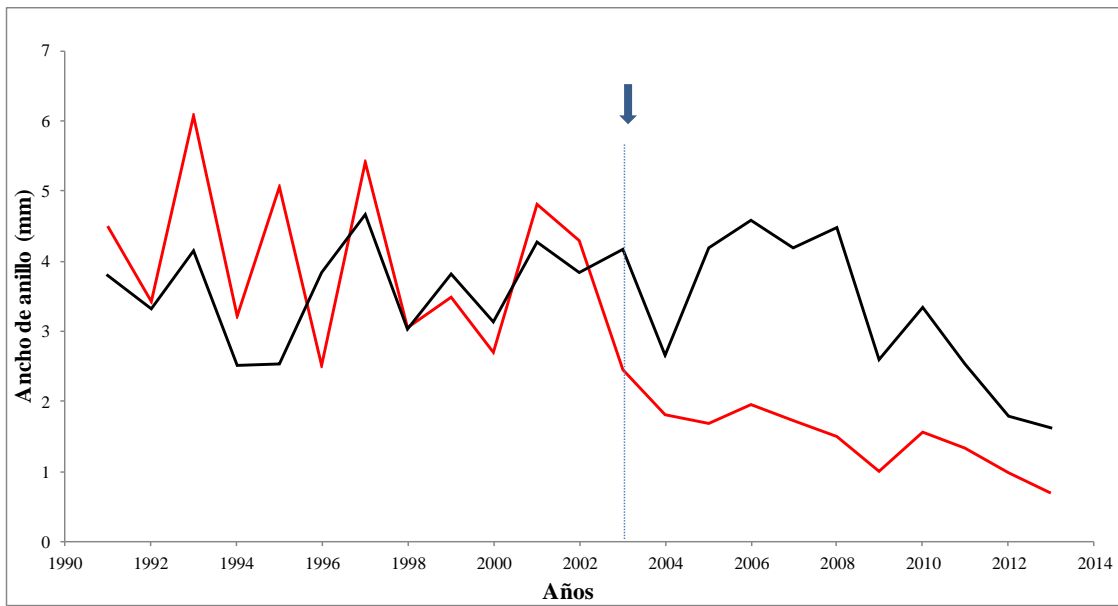
**Tabla 1.** Estadísticos descriptivos de las cronologías de *L. lucidum* en los sitios de muestreo, Río Ceballos. Sierras Chicas de Córdoba. Se reporta la media de cada estadístico con su error estándar. ( $p < 0.01$ )

<b><u>Sitios</u></b>	<b><u>Control</u></b>	<b><u>Quemado</u></b>
Número de series	21	16
Período abarcado	1978-2013	1975-2013
Número de años	36	39
Media aritmética del ancho de anillo	$3,43 \pm 0,008$	$2,86 \pm 0,008$
Inter-correlación	$0,28 \pm 0,008$	$0,39 \pm 0,008$
Desvío estándar	$1,83 \pm 0,008$	$2,04 \pm 0,008$
Sensibilidad media	$0,48 \pm 0,008$	$0,56 \pm 0,008$

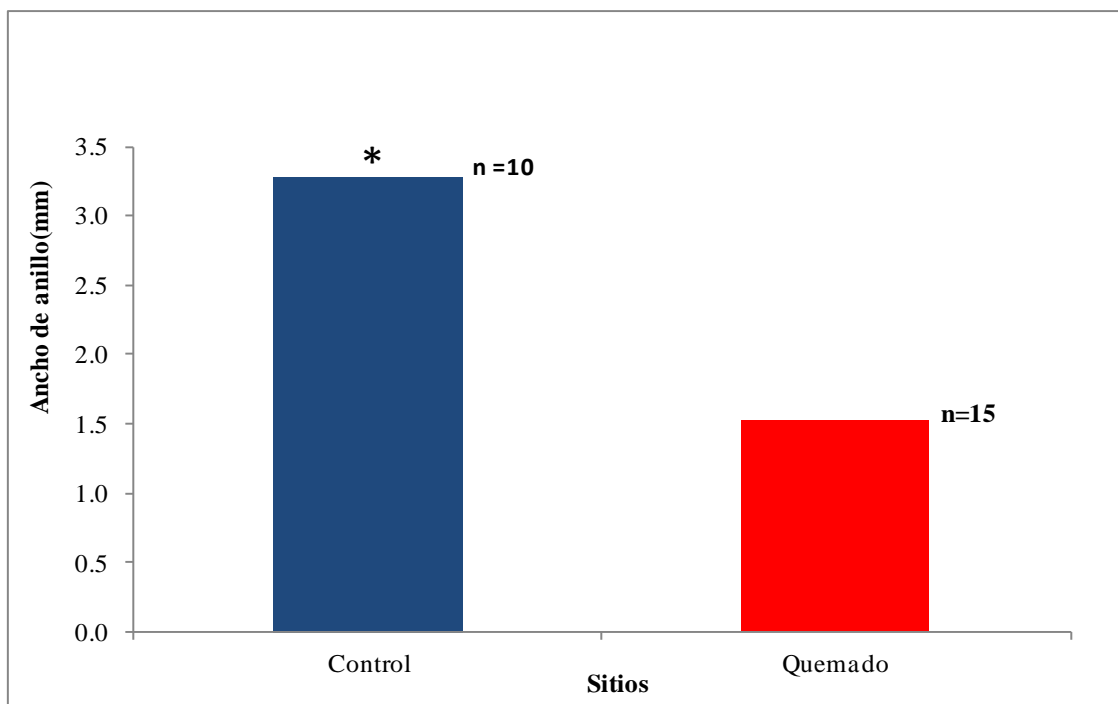
Observando los valores obtenidos en los sitios muestreados, se pudo determinar un valor de inter-correlación mucho más bajo en el sitio control en relación al sitio quemado. Con respecto al desvío estándar y a la sensibilidad media se obtuvieron valores mucho más bajos en el sitio control respecto al sitio quemado.

#### **3-2. Tasa de crecimiento radial de *L. lucidum***

Las cronologías de ancho de anillos de los sitios control y quemado se encuentran presentadas en la Figura 7. Ambas cronologías mostraron patrones similares de crecimiento hasta la fecha de fuego (año 2013), a partir del cual la media del ancho de anillos de crecimiento se redujo alrededor del 50% en el sitio quemado respecto del sitio control (Fig. 8).



**Figura 7.** Tasa de crecimiento radial promedio de los sitios control (negro) y quemado (rojo). La línea discontinua vertical indica la fecha en donde ocurrió el incendio (2003).



**Figura 8.** Tasa de crecimiento radial promedio postfuego (2003-2013) en los sitios control y quemado. El asterisco indica valores medios con diferencias significativas ( $P < 0,001$ ).

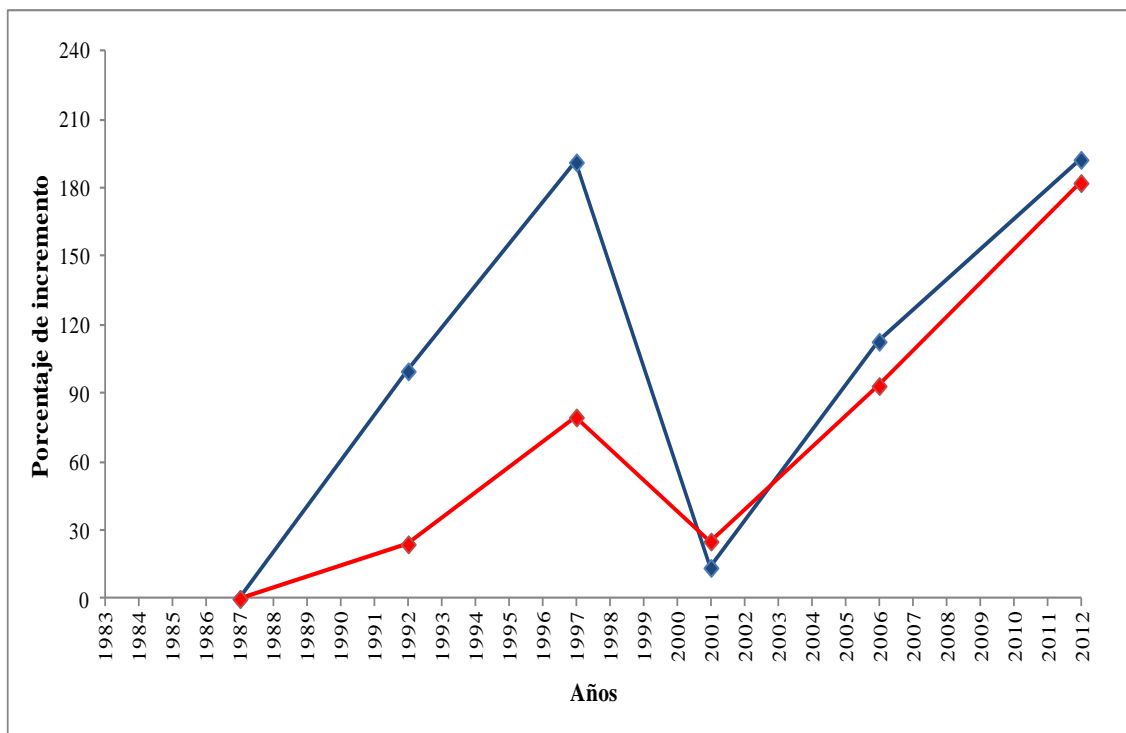
Realizando un conteo de los anillos de crecimiento en ambos sitios analizados se pudo determinar la edad promedio aproximada de los individuos de la especie *L. lucidum*. De esta manera los individuos del sitio control presentaron una edad promedio de 20 años y



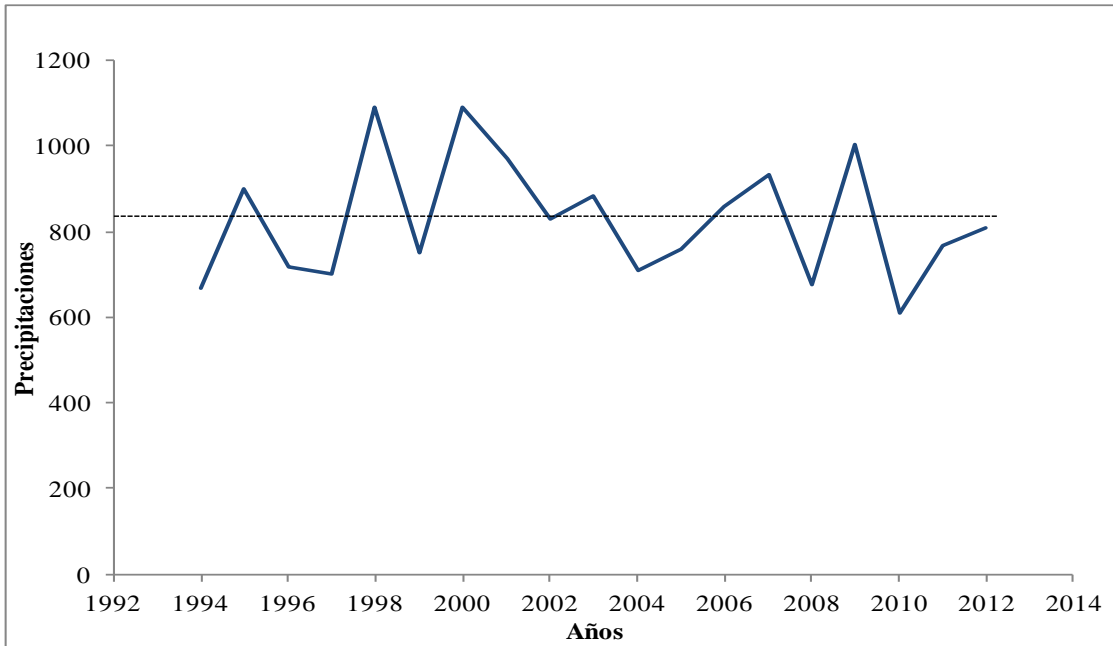
los individuos del sitio quemado una edad promedio de 30 años, lo cual estaría indicando el efecto negativo del fuego aún en bosque monoespecífico de *L. lucidum* con ejemplares de mediana edad. Cabe destacar su rápida recuperación debido a la presencia de individuos medianamente jóvenes.

### **3-3. Tasa de expansión de *L. lucidum* en las Sierras Chicas**

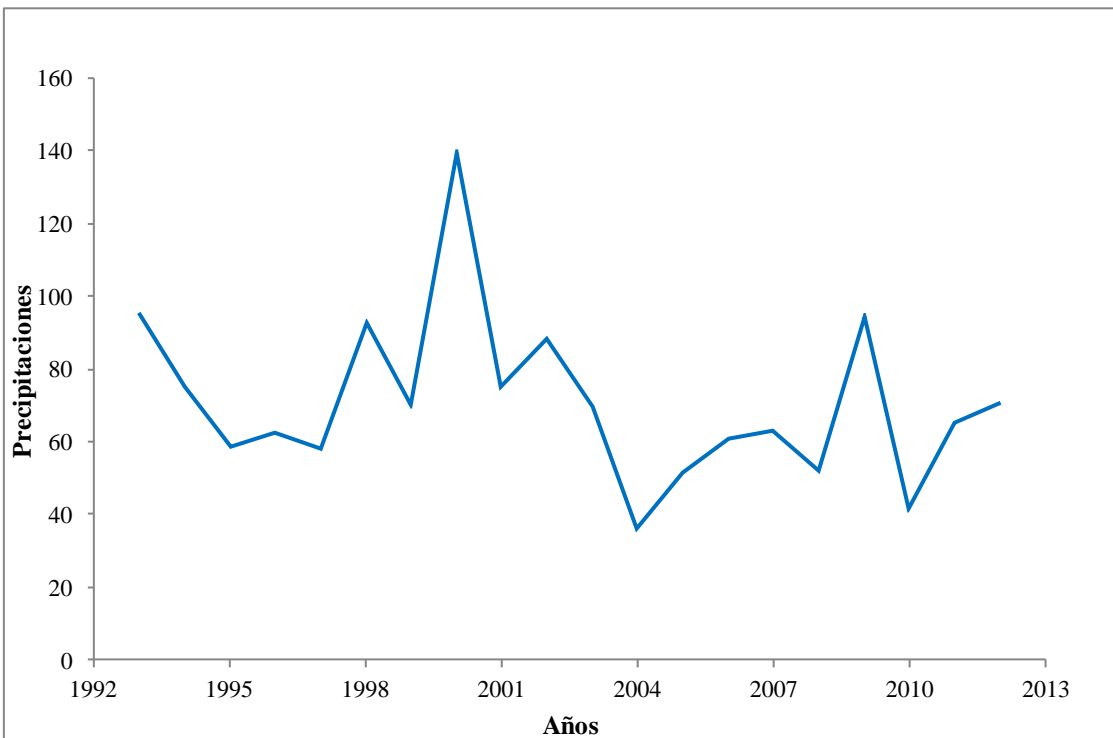
Luego de analizar y comparar la tasa de expansión de los parches del sitio control y del sitio quemado, se observó que aunque la tasa de expansión en ambos parches parece haber tenido un comportamiento similar fue notablemente mayor en el sitio control (Fig. 9), atenuándose esta diferencia por la sequía producida en la primavera del año 2001 (Fig. 10 y 11) previa al incendio del 2003. A partir del año 2001 ambos sitios (control y quemado) presentaron un comportamiento similar donde la tasa de expansión fue creciendo marcadamente.



**Figura 9.** Porcentaje de incremento acumulado en parches de *L. lucidum* del sitio control (azul) y del sitio quemado (rojo).



**Figura 10.** Precipitaciones regionales de CIRSA en las Sierras Grandes correspondientes a los meses de Septiembre-Mayo. La línea horizontal indica la precipitación promedio anual: 828.



**Figura 11.** Precipitaciones regionales promedio de CIRSA en las Sierras Grandes correspondientes a los meses de Septiembre- Diciembre (Primavera).

## **4. Discusión**

### **4-1. Cronología de referencia de la especie arbórea invasora *L. lucidum***

La anatomía del leño de *L. lucidum* presentó anillos de crecimiento distinguibles aunque la mayoría de las muestras mostraron algunas dificultades en la delimitación de los anillos de crecimiento. Esta especie posee una porosidad difusa uniforme con poros generalmente solitarios o múltiples y dispersos, con radios multiseriados. Este tipo de porosidad permite una conducción del agua absorbida a través de vasos de gran tamaño en el inicio de la temporada de crecimiento (leño temprano), y vasos pequeños al final del crecimiento en el leño tardío (Cozzo, 1951). Esta característica del leño es típica de especies de zonas templadas (Moglia y Giménez, 1998). Al tratarse de una especie perennifolia, la cual conserva sus hojas durante todo el año, produce falsos anillos de crecimiento dificultando su medición y fechado.

Una de las principales características que demuestra la formación anual de los anillos de crecimiento, es la sincronización de las series el “cofechado”. En este trabajo, *L. lucidum* no mostró un crecimiento sincrónico al menos con el número de muestras analizadas, lo cual quedó demostrando en el reducido valor de intercorrelación<sup>1</sup> entre las series de ancho de anillos (0,278,  $p < 0,01$ ). Si bien la posibilidad de error causado por anillos múltiples (falsos) o por ausencia de anillos (faltantes) puede ser eliminada únicamente por la sincronización de cada serie de ancho de anillos en contraste con la cronología regional (Alestalo 1971). En el presente trabajo este error pudo haber sido minimizado ya que el cambio abrupto en el patrón de crecimiento radial fue coincidente con el año 2003, fecha de ocurrencia de fuego en el sitio quemado (Fig. 7). Por otra parte, el valor de sensibilidad media fue elevado (0,478) lo cual indicó la existencia de una gran variabilidad en el ancho de anillo entre años consecutivos. En relación al desvío estándar, el sitio control presentó un menor valor (1,83) respecto al sitio quemado (2,04), lo cual nos estaría indicando una menor variación con respecto a la media en el sitio control.

### **4-2. Efecto del fuego sobre el crecimiento de *L. lucidum***

La datación de disturbios como por ejemplo el fuego, requiere la existencia de evidencias que indiquen que dicho tipo de disturbio ocurrió en el pasado. En nuestro

---

<sup>1</sup> Interdependencia o asociación entre dos grupos de datos.

caso la ocurrencia de fuego en el área de estudio ha sido verificado por la existencia a campo de troncos carbonizados, carbón en suelo, y cicatrices en árboles sobrevivientes. Por otra parte, estas evidencias han sido corroboradas con mapas de fuego históricas publicados por Argañaraz et al., (2015) y con registros e informes de fuego por parte de Bomberos Voluntarios de Río Ceballos, Córdoba.

En el sitio quemado, se observó una disminución cercana al 50% en la tasa de crecimiento producto del incendio ocurrido en el año 2003. Asimismo, casi la totalidad de las muestras han manifestado una fuerte **coincidencia** en el cambio abrupto en el ancho de anillo posterior al año 2003, en **coincidencia** con la fecha de ocurrencia del incendio. A pesar de la falta de sincronía en el crecimiento radial (cofechado) encontrado en este sitio de estudio para esta especie, la coincidencia en la reducción abrupta en el crecimiento indicaría una evidencia de que los errores en las asignaciones de años calendarios a los anillos de crecimientos podrían ser reducidos o mínimos. En este sentido, los patrones de sincronía de cambios abruptos en el crecimiento radial entre un gran número de individuos es utilizado frecuentemente como un método de reconstrucción de disturbios (Kitzberger, 2000).

Según estudios realizados por Kitzberger, (2000), existen dos respuestas del crecimiento a los disturbios que podrían encontrarse: liberación es decir, un incremento en el ancho de anillos, o supresión es decir, una reducción en el patrón de ancho de anillos. En nuestro caso, *L. lucidum* mostró una respuesta a modo de supresión, manifestando una reducción en el ancho de anillos de alrededor del 50%. Dicha supresión, manifestada desde el año 2003, año en que ocurrió el incendio, parecería prolongarse al menos por 10 años, hasta el año de muestreo (2012).

Las reducciones en el crecimiento radial pos fuego de *L. lucidum* y de la mayoría de las especies exóticas es producto de la poca adaptación que presentan a diferentes disturbios, en nuestro caso, a regímenes de fuego frecuentes, contrariamente a la mayoría de las especies nativas pertenecientes al bosque nativo de las Sierras de Córdoba, las cuales presentan características de resistencia o tolerancia a los mismos según estudios realizados por Tecco *et al.*, (2010). También, cabe destacar la sequía ocurrida en el año 2001 impactó negativamente en la tasa de crecimiento de *L. lucidum* en ambos sitios en estudio. En este contexto, se podría inferir que el efecto negativo del fuego sobre el crecimiento radial de *L. lucidum* conjuntamente con la mayor y mejor adaptación al fuego por parte de la vegetación leñosa nativa podría ayudar a retrasar o

bien a detener el avance de la invasión de esta especie exótica en el bosque Serrano. Sin embargo, sería necesario llevar adelante trabajos futuros de investigación a fin de corroborar estos supuestos.

A su vez, se observó en los 12 años posteriores al fuego, un efecto negativo creciente en la tasa de crecimiento radial de la especie leñosa *L. lucidum* con una disminución cada vez mayor de su crecimiento hasta una posible muerte de la misma. Por lo tanto esta reducción en el crecimiento radial posfuego de *L. lucidum* podría aportar evidencia en torno a sugerir la práctica de quemas para el control de la invasión de la misma.

#### **4-3. Tasa de expansión de *L. lucidum* en las Sierras Chicas**

Los resultados muestran (Fig. 9) un incremento acumulado del 200% del área ocupada por siempreverde en aproximadamente dos décadas (1987-2012). También se pudo apreciar una muy rápida recuperación post-fuego (2003) en el parche del sitio quemado. Según estos resultados, el fuego tendría efectos ambiguos sobre la especie por un lado afectaría negativamente su crecimiento radial pero indirectamente (y según la frecuencia e intensidad del fuego) generaría condiciones propicias para su establecimiento y expansión. Según Gavier Pizarro et al., (2012) la fuerte relación espacial entre el área de estudio y *L. lucidum* es causada por dos procesos. Primero, el intenso desarrollo urbano en las últimas décadas que actuó como una fuente de propágulos que invadieron las áreas adyacentes. La ubicación y distancia de las áreas urbanas como fuentes de semillas es un factor determinante en la colonización del siempreverde; más aún si se considera que también puede ser dispersado por aves que le facilitarían el establecimiento en áreas inaccesibles para las actividades humanas. En segundo lugar, las perturbaciones relacionadas con el desarrollo urbano (fuego y tala para desmonte) avanzaron sobre el bosque nativo creando zonas abiertas y suelos desnudos que favorecieron el establecimiento de la especie. El comportamiento propio de especies invasoras como *L. lucidum* que presentan altas tasas de crecimiento y reproducción, gran capacidad de aclimatación y patrones fenológicos diferentes a las especies nativas (Tecco et al., 2010) posibilitaron que creciera más alto que las especies nativas y dominara el dosel (Hoyos et al., 2010). Así, gran parte del bosque invadido entre 1987 y 1992 fue consecuencia de un desmonte realizado en las décadas del 50 y 60 en preparación para el desarrollo urbano que nunca se materializó (Gavier y Bucher,

2004). Estos resultados plantean la necesidad de profundizar los estudios que relacionen el efecto del fuego y la expansión del siempreverde.

## **5. Conclusión**

Los resultados obtenidos demuestran que *L. Lucidum* es una especie que forma anillos de crecimiento anuales. Al ser una especie perennifolia la cual conservan sus hojas durante todo el año, se encuentra fisiológicamente activa durante todo el año, generando muchas veces la formación de falsos anillos de crecimiento dificultando su medición y datación.

La presencia de disturbios como el fuego afectan negativamente la tasa de crecimiento radial de *L. lucidum*, debido a la baja adaptación que presenta a diferentes frecuencias de fuego. No obstante, el desmonte que puede provocar un incendio estaría creando espacios abiertos que podrían generar condiciones propicias para iniciar procesos de invasión.

## **Agradecimientos**

A mi director, Marcelo Chartier y a mi co- directora Laura Bellis por su dedicación y paciencia, y por transmitirme sus enseñanzas con vocación.

Al Centro de Ecología y Recursos Naturales Renovables (FCEFyN – UNC), por haberme brindado el espacio físico y las instalaciones para llevar adelante el trabajo de laboratorio y análisis de los datos de la presente tesina.

A Juan Pablo Argañaraz por sus valiosos aportes.

A Gregorio Gavier-Pizarro por sus valiosos aportes realizados.

A Fidel Roig por su aporte y por su buena predisposición para despejar las dudas surgidas relacionadas con la dendrocronología.

Al personal de la Reserva Natural Vaquerías por la ayuda brindada, en especial al guardaparque Joaquín Piedrabuena por haberme ayudado con la recolección de las muestras a campo.

A Florencia, Maricel, Romina, Lucrecia, Tatiana, Nacho, Julieta que siempre estuvieron dispuestos a colaborar y a compartir las experiencias, por su ayuda brindada.

A Matías, por apoyarme y ayudarme siempre a superar las dificultades. A mis hijos Santino y Valentino por su amor incondicional.

A mis padres y hermanos por brindarme su apoyo y contención.

### **Referencias bibliográficas:**

Aragón R. y Groom M., 2003. Invasion by *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in NW Argentina: Early stage characteristics in different habitat types. *Revista de Biología Tropical*: 51: 59- 70.

Aragón R. y Morales J. M., 2003. Species composition and invasion in NW Argentinian secondary forest: Effects of land use history, environment and landscape. *Journal of Vegetation Science*: 14: 195-204.

Argañaraz J. P., Gavier Pizarro G., Zak M., Landi M. A. y Bellis L., 2015. Human and biophysical drivers of fires in Semiarid Chaco mountains of Central Argentina. *Science of the Total Environment*: 520: 1–12.

Argañaraz J. P., Gavier Pizarro G., Zak M. y Bellis L., 2015. Fire regime, climate, and vegetation in the Sierras de Córdoba. Argentina. *Fire Ecology* : 11: 55-73.

Avilés R., Puy Alquiza M. y Martínez Reyes J., 2007. El Árbol: Fuente de información en las ciencias de la tierra. *Elementos: Ciencia y Cultura. Red de Rev. Científica de América Latina y el Caribe, Esp. y Port* 67: 41-43.

Batista A. C., Biondi D., 2009. Avaliação da inflamabilidade de *Ligustrum lucidum* Aiton (Oleaceae) para uso potencial em cortinas de segurança na região sul do Brasil. *Agrárias*: 4: 435-439.

Base climática del Aeródromo Córdoba. Disponible en internet [http://www.tutiempo.net/clima/Cordoba\\_Aerodrome/12-2006/873440.htm](http://www.tutiempo.net/clima/Cordoba_Aerodrome/12-2006/873440.htm).

Brooks M. L., D'Antonio C. M., Richardson D. M., Grace, J. B., Keeley, J. E., DiTomaso, J. M., et al. 2004. Effects of invasive alien plants on fire regimes. *Bioscience*: 54: 677-688.

Boyer W. D., 1990. Growing-season burns for control of hardwoods in longleaf pine stands. USDA Forest Service Research Paper SO-256.

Cabido M. R. y Zak M., 1999. Vegetación del Norte de Córdoba. Instituto Multidisciplinario Biología Vegetal. Universidad Nacional de Córdoba y CONICET. Córdoba, Argentina. Pp. 65.

Cabido M., Carranza M.L., Acosta A. y Páez S., 1991. Contribución al conocimiento fitosociológico del Bosque Chaqueño Serrano en la provincia de Córdoba, Argentina. *Phytocoenología* 19: 547-566.

Cozzo D., 1951. Anatomía del leño secundario de la leguminosas Mimosoideas y Cesalpinoideas Argentinas silvestres y cultivadas. *Revista del Instituto Nacional de Investigación de las Ciencias Naturales. Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia. Buenos Aires. Argentina.* 2 (2): 94-98.

De la casa A., Di Prinzio C. L. y Nasello O. B., 2006. Tendencias pluviométricas de la Ciudad de Córdoba. *Ellenberg H., 1979. Man's influence on the tropical mountain ecosystems in South America. Journal of Ecology* 67: 401-416.

Dimitri, R. 1972. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería* 2da ed. 1-1028. Ed. Acme. Buenos Aires.

Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini, L Gonzalez L; M Tablada y CW Robledo. *InfoStat versión 2014*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>

Ellenberg H., 1979. Man's influence on the tropical mountain ecosystems in South America. *Journal of Ecology* 67: 401-416.

Fjeldså J. y Kessler M., 1996. Conserving the biological diversity of Polylepis woodlands of the highland of Peru and Bolivia. A Contribution to Sustainable Natural Resource Management in the Andes. Nordic Foundation for Development and Ecology, Copenhagen, Denmark. Pp. 250.

Fritts H. C., 1976. *Tree-ring and climate*. Academic Press, London.

Gavier G. I., Kuemmerle T., Hoyos L., Stewart S., Huebner C., Kueler N. y Radeloff V. C. 2012. Monitoring the invasion of an exotic tree (*Ligustrum lucidum*) from 1983 to 2006 with Landsat TM/ETM+ satellite data and support vector machines in Córdoba, Argentina. *Remote Sensing of Environment*. 122:134-145.

Giorgis M.A. 2010. Caracterización florística y estructural del Bosque Chaqueño Serrano (Córdoba) en relación a gradientes ambientales y de uso. Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas. 174pp.

Glitzenstein J. S. y Platt W. J., 1995. Effects of fire regime and habitat on tree dynamics in north Florida longleaf pine savannas. *Ecological Monographs*: 65: 441-476.



Google Earth Pro 2015.

Gurvich D.E., Enrico L. y Cingolani A.M., 2005. Linking plant functional traits with postfire sprouting vigour in woody species in central Argentina. *Austral Ecology* 30: 789-796.

Herrero, M. L., R. C., Renison D. 2015. 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*, DOI 10.1007/s00267-015-0616-8

Holmes R. L., 1983. Computer assisted quality control in tree ring dating and measurement. *Tree Ring Bulletin*: 43: 69-75.

Hoyos L. E., Gavier-Pizarro G.I., Kuemmerle T., Bucher E.H., Radeloff V.C., y Tecco P. A. 2010. Invasion of glossy privet (*Ligustrum lucidum*) and native forest loss in the Sierras Chicas of Córdoba, Argentina. *Biological Invasions*: 12: 3261-3275.

INFOSTAT, 2013 .Versión estudiantil. Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Córdoba, Argentina.

Janzen D., 1967. Fire, vegetation structure, and the ant x Acacia interaction in Central America. *Ecology* 48: 26-35.

Kauffman J. B., y Martin R. E., 1990. Sprouting shrub response to different seasons and fuel consumption levels of prescribed fire in Sierra Nevada mixed conifer ecosystems. *Forest Science*: 36: 748-764.

Kessler M., y Driesch P., 1993. Causas e historia de la destrucción de bosques altoandinos en Bolivia. *Ecología en Bolivia* 21: 1-18.

Kitzberger T., Veblen T. T., y Villalba R., 2000. Métodos dendroecológicos y sus aplicaciones en estudios de dinámica de bosques templados de Sudamérica. En: F. A. Roig (compilado.) *Dendrocronología en América Latina*. EDIUNC, Mendoza. Pp. 17-78.

Kolar C. S y Lodge D.M., 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution* 16:199-204.

Luti R., Bertra N. M., Galera M., Muller N., Berzal M., Nores M., Herrera M. y Barrera J.C. 1979. Vegetación. IN: Vázquez J., Miatello R. and Roque M. (eds.), *Geografía física de la provincia de Córdoba*. Editorial boldt. Buenos Aires. Pp. 268-297.

Massada A, Kent R, Carmel Y. Environmental heterogeneity affects the location of modelled communities along the niche–neutrality continuum. *Proc R Soc B*. 2014; 281(1783):20133249. Doi: 10.1098/ rspb.2013.3249

Moglia G. y A. M. Giménez, 1998. Rasgos anatómicos característicos del hidrosistema de las principales especies arbóreas de la Región Chaqueña Argentina. *Invest Agr. Sist. Recur. For.* 7: 53-71.

Morales M. S., 2007. Influencias Climática y antropicas en la dinámica del bosque de *Prosopis ferox* en la Quebrada de Humahuaca, Jujuy, Argentina. Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas. Departamento de Dendrocronología e Historia Ambiental Instituto Argentino de Nivología, Glaciología y Cs. Ambientales Centro Regional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas.

Nebel J. P, Porcille J.P., 2006. La contaminación del Bosque nativo por especies arbóreas y arbustos exóticos.

Olson M. S., y Platt W.J., 1995. Effects of growing season fires on resprouting of shrubs in longleaf pine savannas. *Vegetation*: 119: 101-118.

Rejmanek M., y Pitcairn M.J., 2002. When eradication of exotic pest is plants a realistic goal. En Veitch CR y Clout MN. (eds). *Turning the Tide: The Eradication of Invasive Species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. Gland, Switzerland and Cambridge, U.K. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission. Pp 249-253.

Roig F., Fernández M., Gareca E., S. Altamirano y Monge S., 2001. Estudios Dendrocronológicos en los ambientes húmedos de la puna boliviana. *Revista Bol. Ecol.*: 9: 3-13.

Sokal R. R., Rohlf f. J., 1997. *Biometry* 3<sup>rd</sup> edition, W. H. Freeman and Co.

Stokes M. A., y Smiley T. L., 1968. *An introduction to tree ring dating*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA. Pp.73.

Tecco PA, S Diaz, M Cabido, C Urcelay. 2010. Functional traits of alien plants across contrasting climatic and land-use regimes: do aliens join the locals or try harder than them? *Journal of Ecology* 98: 17-27.

Verzino G., Joseau J., Dorado M., Gellert E., Rodríguez Reartes S. y Nóbile R., 2005. Impacto de los incendios sobre la diversidad vegetal, Sierras de Córdoba, Argentina. *Ecología Aplicada*: 4: 25-34.

Waldrop T. A., Van Lear D.H., Lloyd F.T. y Harms W.R. 1987. Long-term studies of prescribed burning in loblolly pine forests of the Southeastern Coastal Plain. USDA Forest Service General Technical Report SE-45.