

SUSCEPTIBILIDAD DEL OLMO (*ULMUS PUMILA*), Y DE CINCO ESPECIES ARBÓREAS NATIVAS DEL CENTRO-SUR DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA (ARGENTINA), A LA INFECCIÓN POR *PLEUROTUS OSTREATUS* (AGARICALES: PLEUROTACEAE)

ANTONIA OGGERO¹, ANALI BUSTOS¹, HERMINDA REINOSO², MARCELO ARANA¹ y EVANGELINA NATALE¹

Summary: Susceptibility of Elm (*Ulmus pumila*), and of five tree species native to the center-south of the Province of Córdoba (Argentina), to infection by *Pleurotus ostreatus* (Agaricales: Pleurotaceae). Biological invasions advance on ecosystems causing major changes in their structure and ecological processes. *Ulmus pumila* L., is an exotic species that develops processes of invasion in Argentina and mechanical and chemical techniques have been used for its control in the affected sites. Biological control is now considered as a new alternative. In the present work, the infection capacity of *Pleurotus ostreatus* on *U. pumila* plants was evaluated in order to collect and provide basic information to generate new options for biological control of *U. pumila*. Laboratory tests were carried out to determine the success of establishment of *Pleurotus* on cuttings of native tree species from the biogeographic district of Espinal and *U. pumila*. It was found that *P. ostreatus* had the ability to externally colonize all evaluated species although only in stakes of *U. pumila* could complete the life cycle. Finally, the anatomical study of the wood indicated that *U. pumila* is the species, among the studied ones, with greater proliferation of mycelium and even with formation of chlamydospores. In this way, it can be said that this exotic species is more susceptible to fungal infection than the native species studied.

Key words: Biological control, *Celtis ehrenbergiana*, *Geoffroea decorticans*, *Prosopis alba*, *Schinus fasciculatus*, *Vachellia caven*

Resumen: Las invasiones biológicas avanzan sobre los ecosistemas provocando grandes modificaciones sobre su estructura y procesos ecológicos. *Ulmus pumila* L., es una especie exótica que se encuentra desarrollando procesos de invasión en Argentina y hasta el momento se han utilizado técnicas mecánicas y químicas para su control en los sitios afectados. Actualmente el control biológico se constituye como una nueva alternativa. En el presente trabajo se evaluó la capacidad de infección de *Pleurotus ostreatus*, sobre plantas de *U. pumila* con la finalidad de recabar y aportar información de base para generar nuevas opciones para su control. Se realizaron ensayos de laboratorio para determinar el éxito de establecimiento de *Pleurotus* sobre estacas de especies arbóreas nativas del distrito biogeográfico del Espinal y sobre *U. pumila*. Se encontró que *P. ostreatus* tuvo la capacidad para colonizar externamente todas las especies evaluadas, aunque solo en estacas de *U. pumila* pudo completar el ciclo de vida. Finalmente, el estudio anatómico de su leño indicó que *U. pumila* es la especie con mayor proliferación de micelio e incluso con formación de clamidosporas. De esta manera se puede afirmar que ésta especie exótica es más susceptible a la infección fúngica que las especies nativas utilizadas.

Palabras clave: *Celtis ehrenbergiana*, control biológico, *Geoffroea decorticans*, *Prosopis alba*, *Schinus fasciculatus*, *Vachellia caven*.

¹ Laboratorio Plantas Vasculares, Dpto. Cs. Naturales, U.N.R.C.. Ruta 36 km 601, 5800 Río Cuarto, Córdoba, Argentina

² Laboratorio Morfología vegetal, Dpto. Cs. Naturales, U.N.R.C.. Ruta 36 km 601, 5800 Río Cuarto, Córdoba, Argentina

INTRODUCCIÓN

En una era donde las actividades humanas generan cambios ambientales globales, pérdida de hábitat y extinción de especies, las estrategias de conservación son un paso crucial para minimizar la pérdida de biodiversidad (Marchese, 2015). Las decisiones políticas pueden frenar la pérdida de biodiversidad, y generar incentivos económicos o restricciones para reducir la explotación humana de los hábitats naturales. Sin embargo, el daño producido por las especies invasoras no puede ser revertido tan fácilmente. Mientras la mejor legislación y las herramientas de detección son de vital importancia para la prevención de nuevas invasiones, los invasores – una vez establecidos – pueden persistir indefinidamente y dispersarse más allá de sus límites ecológicos (Van Driesche *et al.*, 2010). Por tal motivo las invasiones biológicas han sido reconocidas como una de las causas principales del cambio ecológico y plantean graves riesgos para la estabilidad de los ecosistemas en todo el mundo (Harwood & Parajulee, 2010).

Los impactos de las invasiones biológicas pueden trascender las fronteras geográficas y tener profundas consecuencias para la agricultura, la horticultura, la floricultura, la silvicultura, la biodiversidad, la estructura de las comunidades e influir también en la rentabilidad de los sistemas productivos (Harwood & Parajulee, 2010).

Si nos centramos en la conservación de la biodiversidad, aproximadamente dos tercios de las extinciones de especies estarían relacionados con la competencia con especies exóticas invasoras (EEI), el Programa de las Naciones Unidas para el Ambiente (UNEP) ha estimado que éstas representan el mayor factor de amenaza potencial para el 15% de las especies de plantas en riesgo de extinción (Kairo *et al.*, 2003).

La gestión de las especies exóticas invasoras es una tarea compleja pero crucial dado el potencial de daños económicos y ambientales (Marten & Moore, 2011). En este sentido son ampliamente conocidas las técnicas de control y/o erradicación químicas o físicas / mecánicas (aplicación de herbicidas, tala, extracción manual, etc.) que se pueden utilizar con eficacia para algunos tipos de invasores, si existen fondos y personal disponibles. La desventaja de estos métodos

radica en que los mecánicos suelen necesitar elevados recursos humanos y logísticos haciendo difícil su aplicación a grandes escalas (Tu *et al.*, 2001); mientras que los métodos químicos plantean una serie de interrogantes sobre sus potenciales efectos negativos sobre el ambiente tanto en lo que respecta a calidad del agua y del suelo como al efecto sobre especies no-blanco, considerando animales y plantas (Di marzio *et al.*, 2009).

En estas últimas décadas se ha incrementado el interés por la utilización del control biológico como una alternativa de práctica sustentable (Frank, 2010), donde el beneficio de su aplicación en áreas naturales va desde la conservación de áreas prístinas como fuente de recursos renovables y uso recreativo hasta la eficaz protección de algunos servicios ecosistémicos. Por otro lado, cuenta con las ventajas de que los esfuerzos de control se pueden aplicar a nivel de paisajes a un costo económicamente razonable, que dichos costos son temporales, que los plaguicidas no se pueden aplicar sobre grandes áreas para lograr un control homogéneo, que los hábitats no son perturbados como en general ocurre cuando se usan controles mecánicos, entre otros (Van Driesche, 2012).

Existen vastos antecedentes de proyectos de control biológico que han contribuido con éxito a la protección de la flora y la fauna de muchos ecosistemas naturales, y son actualmente un componente en muchos planes de recuperación y de esfuerzos de restauración en todo el mundo (Van Driesche *et al.*, 2010). Por lo que el control biológico clásico constituiría una poderosa herramienta que potencialmente puede resolver muchos problemas de plantas e insectos invasores en los ecosistemas naturales. Sin embargo, no todos los problemas de las especies invasoras serán susceptibles de control biológico, y el uso de enemigos naturales no debe ser visto como una panacea para las especies exóticas no deseadas. Existen situaciones que deben ser tenidas en cuenta a la hora de aplicar este tipo de estrategias ya que a veces los agentes eficaces pueden no estar disponibles o pueden carecer de especificidad adecuada, especialmente si la especie invasora a controlar tiene muchos congéneres nativos en el área invadida. En este caso el implementar control biológico puede significar un riesgo demasiado grande. También puede suceder que varias especies

invasoras que coexisten pueden requerir de control, como grupo de plantas invasoras similares, en estos casos, el control biológico de un solo invasor puede ser insuficiente para lograr la restauración ecológica de la comunidad debido a que la disminución de la especie blanco puede favorecer el crecimiento de otra especie invasoras residente (Van Driesche *et al.*, 2010). Todos estos aspectos deben ser tenidos en cuenta a la hora de plantear las estrategias en los planes de gestión de las áreas (Ziller & Zalba, 2007).

En el ámbito nacional, la Administración de Parques Nacionales (APN) destacó que la invasión por especies exóticas constituye un problema grave que atenta contra la conservación de los valores naturales, culturales y sociales de las áreas naturales protegidas, por lo que se convierte en un problema de manejo prioritario. Los lineamientos estratégicos para el manejo de especies exóticas de dicha institución plantean como objetivo controlar estas especies para evitar o minimizar los impactos que producen, o potencialmente pueden producir, sobre los sistemas naturales (APN, 2007).

En este contexto las reservas naturales urbanas se podrían considerar como las más amenazadas por este tipo de presiones debido a su escasa extensión y a su cercanía a las fuentes de propágulos. La Reserva Natural Urbana Bosque Autóctono El Espinal conserva un relicto de bosque nativo representativo de bosque xerófilo del distrito biogeográfico del Espinal. Dentro del área se encuentran diversos procesos de invasión ocasionados por especies exóticas como la “mora” (*Morus alba* L.), la “zarzamora” (*Rubus ulmifolius* Schott), el “ligustro” (*Ligustrum lucidum* L.) y el “olmo” (*Ulmus pumila* L.), que representan una gran amenaza (Ferri *et al.*, 2009). Para la unidad de conservación se citan 54 especies exóticas invasoras, de las cuales 8 son consideradas de alto impacto. *Ulmus pumila*, “Olmo”, encabeza dicha lista ya que es una de las EEI más agresivas, que afecta a los bosques xerófilos del centro de Argentina, razón por la cual desde el año 2007 se están realizando acciones de control dentro de la reserva combinando métodos mecánicos y químicos (Properzi, 2010). Si bien estas pruebas han tenido resultados positivos, el equipo técnico de la reserva se ha cuestionado la posibilidad de aplicar el control biológico en ésta y otras especies exóticas invasoras dentro del área. No obstante,

previo a la aplicación de este método se requiere realizar estudios que permitan entender la ecología de la plaga en su rango nativo, localizar y estudiar sus enemigos naturales, seleccionar e importar los agentes con mayor potencialidad de ser específicos, determinar el área de extensión del hospedador y finalmente planificar su seguimiento y evaluación al momento de su liberación.

La utilización de agentes de control que sean importantes comercialmente podría aportar una mejoría en la calidad de vida de las comunidades locales vinculadas a las áreas protegidas, que en general poseen economías de subsistencia. En este sentido *Pleurotus ostreatus* (Jacq.) P. Kumm. (Agaricales: Pleurotaceae) conocida como “gírgola” es uno de los hongos más importantes comercialmente y su utilidad está básicamente enfocada al consumo humano y a la industria de carácter enzimático (Alzate Giraldo *et al.*, 2010), destacando que la tecnología de cultivo artificial de basidiocarpos es una innovación relativamente reciente y tiene un gran potencial de incorporarse como cultivo no convencional, lo cual puede ayudar en la mejora de la vida social, así como la situación económica de pequeños productores (Shah *et al.*, 2004). *Pleurotus* (Fr.) P. Kumm., es un género de hongos pertenecientes a la división *Basidiomycota* (Hibbett *et al.*, 2007; Ruggiero *et al.*, 2015), ampliamente conocido en el mundo, dado que incluye algunas especies de gran interés ya sea porque son comestibles, por poseer propiedades medicinales o porque son utilizadas con distintos fines en establecimientos agroindustriales (Hernández Corredor, 2008). Dentro de los factores que influyen en la actividad de los hongos degradadores de la madera se encuentran la luz, la humedad, la temperatura y la concentración de oxígeno (Schwarze, 2000). Una de las especies del género *Pleurotus* citada para Argentina es *Pleurotus ostreatus* (Lechner *et al.*, 2002), que crece naturalmente en la región sur del país sobre ejemplares arbóreos de madera blanda. Este hongo se desarrolla casi siempre en troncos o tocones de especies arbóreas en fase de descomposición, aunque puede también comportarse como parásita débil. En la Patagonia fueron relevados especímenes creciendo naturalmente sobre troncos de árboles del género *Araucaria* (Lechner *et al.*, 2002). También se han encontrado, desde comienzo del otoño hasta inicio

de invierno, en plantas de *Abies*, *Fagus*, *Populus*, *Quercus*, *Betula*, *Picea*, *Salix*, *Alnus*, *Juglans* y *Ulmus* entre otros, (Zervakis & Balis, 1996). Una característica importante es su comprobada capacidad para descomponer de manera eficiente lignocelulosa sin ningún tipo de pretratamiento químico o biológico (Hadar *et al.*, 1991).

A partir de lo expuesto anteriormente y como instancia inicial para evaluar el efecto biocontrolador del hongo comestible *P. ostreatus* sobre el desarrollo de especies exóticas invasoras leñosas como posible alternativa de control, este trabajo pretende determinar la susceptibilidad a la infección por *P. ostreatus*, de cinco especies arbóreas nativas dominantes del bosque xerófilo del centro de Argentina y de la especie exótica invasora *U. pumilla*.

MATERIALES Y MÉTODOS

Producción de inóculo de P. ostreatus

La cepa original de *Pleurotus ostreatus* fue adquirida en INTA Castelar, su producción local desde hace varios años, está a cargo del Departamento de Tecnología Química de la Facultad de Ingeniería, UNRC. Para su cultivo se utilizó el medio Extracto de Malta (extracto de malta (15 g/L), glucosa (15 g/L), agar agar (17,5 g/L) a pH 6 – 7), el cual se distribuyó en placas de Petri y se procedió a la siembra del micelio del hongo para su incubación. Paralelamente se desinfectaron semillas de trigo con hipoclorito de sodio al 10%, luego se las dejó en agua potable durante 24 horas y finalmente se las escurrió y agregó 3% de yeso. Dicha preparación se colocó en bolsas de polipropileno (25 de ancho x 45 cm de largo) con tapones de algodón y se las esterilizó en autoclave a 1 atm durante 50 minutos. Posteriormente se sembró cada bolsa con un bloque de 1 cm² de agar con micelio de *P. ostreatus* provenientes de las colonias creciendo en placa de Petri, y se incubó a temperatura ambiente por 25 a 30 días en oscuridad.

Ensayo con estacas

Se trabajó con estacas de las siguientes especies: *Ulmus pumila*, *Celtis ehrenbergiana* “tala”, *Prosopis alba* “algarrobo”, *Schinus fasciculatus* “moradillo”, *Geoffroea decorticans* “chañar” y *Vachellia caven* “espinillo”.

Se obtuvieron cuatro estacas de 15 cm de largo y 2 cm de diámetro por especie que fueron cortadas un día antes de comenzar la experiencia. Las ramas de los árboles de cada especie, de donde fueron tomadas las estacas, fueron previamente seleccionadas cuidadosamente observando que se encontrarán sanas y vigorosas. Cada estaca luego fue seccionada transversalmente en dos partes iguales. La zona interna de ambas partes fue humedecida durante 15 minutos y posteriormente se colocó el inóculo, para luego unir los extremos con cinta adhesiva. Cada estaca fue colocada en una maceta de polietileno negro con tierra estéril, regada a nivel de saturación para mantener las condiciones de humedad y oscuridad necesarias. Todas las unidades muestrales se colocaron en cámara de crecimiento con fotoperiodo, temperatura y humedad controladas (16 h luz a 28° C, 8 h oscuridad a 20° C; humedad relativa de 80%).

Siguiendo lo expuesto por Bazán *et al* (2004), Caravajal Tocagón (2010) y López-Rodríguez *et al* (2008), el ensayo consistió en una fase inicial de oscuridad con una duración de 30 días. Se mantuvo la cámara a temperatura constante de 25 °C durante 12 h (de 7 pm a 7 am) permaneciendo a temperatura ambiente el resto del día. Las estacas fueron regadas periódicamente para mantener la humedad. Al cabo de un mes se registró el porcentaje de la parte externa de las estacas invadida por micelio y la presencia de basidiocarpos. Posteriormente se expusieron las estacas a un período de 25 días bajo fotoperiodo natural para promover el desarrollo de los mismos. En esta etapa la temperatura de la cámara se mantuvo a 20°C y al final de la experiencia se registró el porcentaje de estaca invadida considerando el 100 % cuando la totalidad de la estaca se encontraba cubierta externamente por micelio; 80% cuando al micelio que cubría la superficie de la estaca le faltaban aproximadamente 2 cm para llegar al extremo superior de la misma; los restantes porcentajes se calcularon de modo similar. También se registró la presencia de basidiocarpos a través de observación macroscópica.

Concluida la segunda etapa se procedió a tomar muestras de las estacas, a 1 cm de la superficie hacia el interior del órgano (para abarcar la zona de albura interna y duramen) en la zona afectada por el hongo. Las muestras fueron enviadas a la Facultad de Ciencias Naturales de la UNLP y Museo de Historia Natural de La Plata, para realizar los análisis con Microscopio Electrónico de Barrido (MEB), a fin de detectar la

presencia de hifas y/o estructuras reproductivas en el interior de los tejidos de la madera. Para ello las muestras, sin pre-tratamiento, fueron adheridas a los trozos de aluminio con cinta adhesiva doble, se las pasó por aire seco y fueron revestidas con oro-paladio mediante bombardeo iónico. Se observaron secciones longitudinales y transversales de leño y se tomaron imágenes utilizando un MEB, JEOL, JSM-35 CF.

RESULTADOS

Se observó en la corteza de las estacas de *U. pumila* y *S. fasciculatus* el mayor porcentaje de invasión fúngica (80%) mientras que en *V. caven* y *C. ehrenbergiana* los porcentajes fueron los más bajos (30% aproximadamente). Para las estacas de *G. decorticans* y *P. alba* los valores fueron de un 50% y 40% de invasión respectivamente. Los basidiocarpos solo estuvieron presentes en estacas de *U. pumilla*, en una de ellas se los encontró maduros y en las restantes estaban en crecimiento (Fig. 1).

En el análisis anatómico de las estacas se observó que *U. pumila* presentó abundante proliferación de micelio con “fructificaciones” asexuales que invadieron los diferentes tipos celulares del xilema secundario, ocupando una gran superficie de este tejido (Fig. 2A). En vista longitudinal del leño se detectaron algunos miembros de vaso que presentaron zonas de su pared con “roturas o agujeros” (Fig. 2B) y en el lumen de los mismos se observaron numerosas hifas (Fig. 2C).

En el leño de *V. caven* se detectó abundante micelio, aunque no se encontraron “fructificaciones”; las hifas atravesaron los diferentes tipos celulares y algunos miembros de vasos mostraron zonas de sus paredes con perforaciones, (Fig. 2D y E). También se detectaron hifas que pasan de una célula a otra atravesando las puntuaciones (Fig. 2F).

Un grado de infección similar al descrito para el leño de *V. caven* se observó en el leño de *P. alba*, aunque en esta última especie no se encontraron roturas de las paredes celulares en los elementos de conducción (Fig. 2G y H). Sí se observó la presencia de hifas atravesando las conexiones intercelulares (Fig. 2I).

En *C. ehrenbergiana* se encontró micelio con hifas relativamente cortas en los cortes



Fig. 1. Estaca de *U. pumila* con basidiocarp de *P. ostreatus*.

longitudinales tangenciales realizados en el leño próximos a la peridermis (Fig. 3A), en las capas más profundas de la albura y en el duramen no se encontró infección fúngica (Fig. 3B). En este leño se detectaron cristales de carbonato de calcio en el interior de alguna de las células parenquimáticas que constituyen los radios xilemáticos (Fig. 3C).

En el leño de *G. decorticans* no se observó desarrollo de micelio (Fig. 3D), en los cortes transversales varios poros presentaron un contenido oscuro en su interior (Fig. 3E). Tampoco se encontró desarrollo de micelio en el leño de *S. fasciculatus*, si se observó la presencia de notables canales secretores (Fig. 3F).

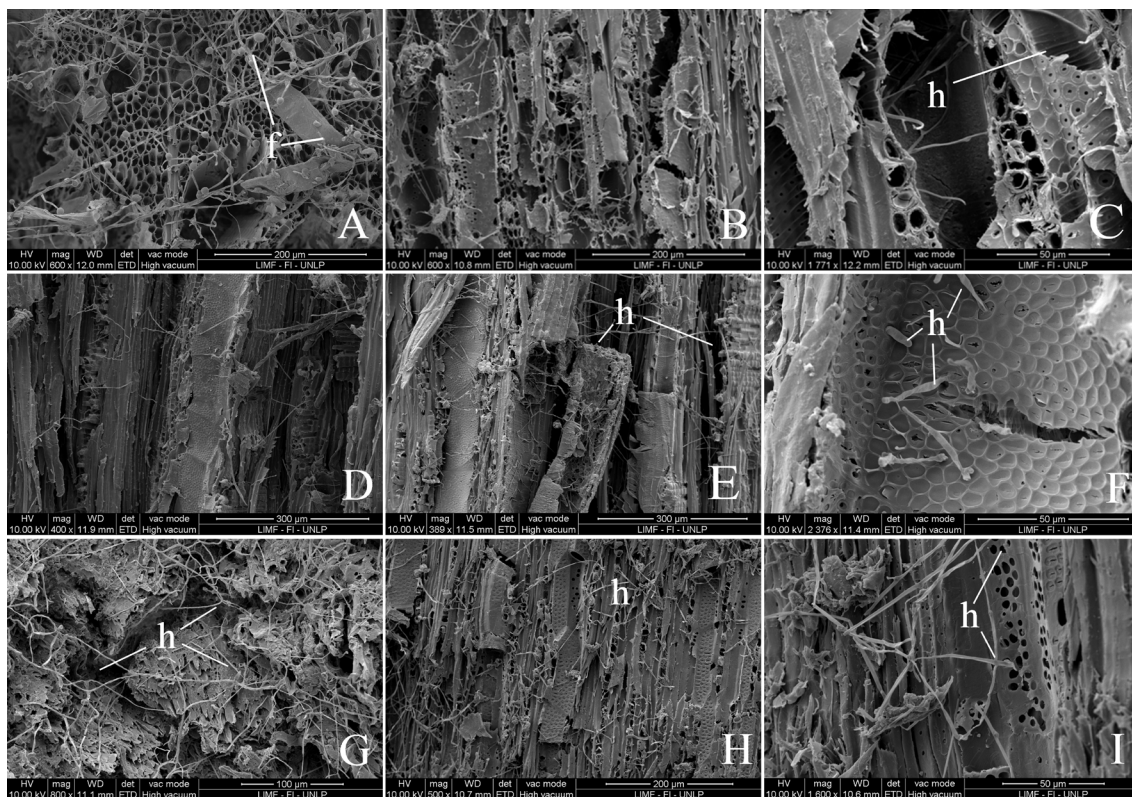


Fig. 2. Fotomicrografía con MEB del leño de *U. pumilla* (A, B, C); de *V. caven* (D,E,F) y de *P. alba* (G, H, I) atacado por *P. ostreatus*. h: Hifas.

DISCUSIÓN

P. ostreatus ha demostrado tener capacidad para colonizar externamente todas las especies evaluadas, sin embargo, se observaron diferencias notables entre las especies en el grado de desarrollo del hongo, cubriendo el micelio una mayor superficie de las dos partes de la estaca, a partir de la zona donde fue colocado el inóculo. Esto permite reforzar el concepto que los hongos xilófagos deben ingresar inicialmente por zonas dañadas o heridas que expongan al leño y no a través de la corteza viva e intacta de la planta (Luley, 2006); así mismo también apoya la propuesta que entre especies existen diferencias en la estructura y/o en la composición química de la madera que son responsables de su respuesta diferencial ante el ataque fúngico. De esta manera, se ha reportado que en la albura de algunas especies se inducen alteraciones en las paredes celulares y se elevan los niveles de compuestos tales

como polifenoles que evitan la infección fúngica (Pearce, 1996). En este estudio se encontró que solo en las estacas de *U. pumilla* se ha completado el ciclo de vida de *P. ostreatus* ya que fue la única especie donde se observó el desarrollo de basidiocarpos. Así mismo el estudio anatómico de su leño indicó que es la especie con mayor proliferación de micelio y la formación de clamidosporas en la albura interna y en el duramen por lo que se podría decir que esta especie exótica ha sido más susceptible a la infección fúngica que las especies nativas evaluadas.

De las especies nativas, solo en *V. caven* el hongo claramente fue capaz de degradar todas las capas de la pared celular (secundaria, primaria y laminilla media) lo que debilitó al leño, concordando con lo observado por Bravo *et al.* (2006) en el leño de otras especies de “acacias”, que suele ser susceptible al ataque de bacterias y hongos que producen su pudrición. En el bosque chaqueño occidental de la provincia de Córdoba, ha sido

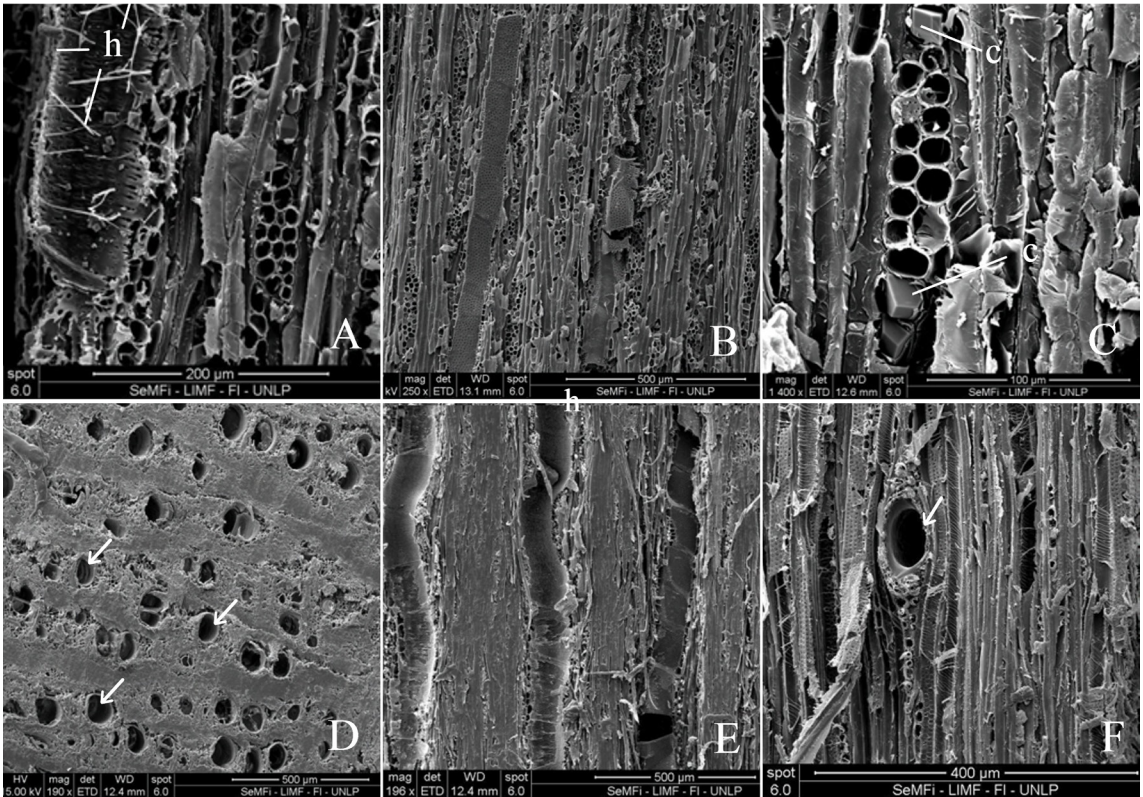


Fig. 3. Fotomicrografía con MEB del leño de *C. ehrenbergiana* atacado por *P. ostreatus* (A, B, C). Leño de *G. decorticans* (D, E) y de *S. fasciculatus* (F) libres de infección fúngica. c: cristales en el interior de células parenquimáticas.

frecuente encontrar que el daño del leño de árboles en pie de “acacias” y otras especies de la región lo producen las especies de hongos *Phellinus rimosus* (Berk.) Pilát e *Inocutis texana* (Murrill) S. Martínez (Hymenochaetaceae, Basidiomycota) (Urcelay *et al.*, 1999).

Los resultados encontrados también demostraron que la densidad de una madera o su peso específico no es útil como criterio para determinar su resistencia al ataque fúngico ya que la madera de *U. pumila*, *C. ehrenbergiana* y *S. fasciculatus* presentan densidades similares, entre 0,65 y 0,67 gr/m³ (INTI, 2003) y su grado de respuesta a la infección de *P. ostreatus* fue muy diferente siendo *U. pumilla* la especie más susceptible.

Es importante destacar que tanto *S. fasciculatus* como *G. decorticans* tienen la capacidad de producir compuestos antifúngicos, y sus extractos han sido probados con resultados positivos para su

posible uso en el control biológico contra hongos fitopatógenos (Boiteux *et al.*, 2015, Vivot *et al.* 2012). Esto podría explicar por qué fueron las únicas especies donde el micelio no se encontró en el leño. Estos compuestos podrían ser los responsables de inhibir el desarrollo de *P. ostreatus*, por lo que se podría inferir que los criterios para determinar la resistencia de una madera al ataque fúngico estarían mayormente relacionados con las sustancias o compuestos existentes en la madera de algunas especies.

Si consideramos que el ciclo reproductivo de *P. ostreatus* es de 7 a 8 semanas (Alzate Giraldo *et al.*, 2010) se podría inferir que tanto espinillo como algarrobo, donde se encontró desarrollo de hifas sin fructificaciones, no serían especies susceptibles a una infección mayor. De todas maneras, sería conveniente verificar estos resultados realizando nuevos ensayos.

Por otro lado, es sabido que para el control de especies arbóreas exóticas invasoras en zonas de bosques es preferible trabajar con técnicas que ataquen a los individuos en pie (vivos) para permitir una recuperación paulatina del bosque sin cambiar drásticamente la estructura y perder hábitat de las especies asociadas. Por tal motivo sería interesante realizar experiencias de susceptibilidad de olmo y de las especies nativas estudiadas a la condición parásita de *P. ostreatus*.

BIBLIOGRAFÍA

- ADMINISTRACIÓN DE PARQUES NACIONALES. 2007. Lineamientos estratégicos para el manejo de especies exóticas en la APN. Documento interno.
- ALZATE GIRALDO, C.M. & G.J. CORONEL JAIMES. 2010. Determinación de la evolución y rendimiento en cada una de las etapas productivas de la seta *Pleurotus ostreatus*, sembrada en tres clases de residuos agroindustriales. Tesis de grado. Universidad Industrial de Santander.
- BAZÁN D.G., N. SALAS DE LA TORRE, R.M. AGUIRRE, M.A. BRAVO, E. BECERRA, R. LEGUA, H. CARHUANCHO, A. OSATIO, O. CORNEJO & M. BAUTISTA. 2004. Análisis comparativo del cultivo de cepas de *Pleurotus ostreatus* y *Pleurotus eringii*. *Rev. Per. Quím. Ing. Quím.* 7: 24-29.
- BOITEUX, J. J., M. V. HAPON, M. FERNÁNDEZ, G. S. LUCERO & P.H. PIZZUOLO. 2015. Efecto del extracto acuoso de chañar (*Geoffroea decorticans* Burkart) sobre *Botrytis cinerea*, como posible alternativa para su control durante poscosecha de uva de mesa. *Rev. Fca. Uncuyo.* 47: 241-250.
- BRAVO S., A. GIMÉNEZ & J. MOGLIA. 2006. Caracterización anatómica del leño y evolución del crecimiento en ejemplares de *Acacia aroma* y *Acacia furcatispina* en la Región Chaqueña, Argentina. *Bosque* 27: 146-154.
- CARAVAJAL TOCAGÓN, G. 2010. Evaluación de la producción de *Pleurotus ostreatus* sobre cinco tipos de sustratos (tamo de trigo, tamo de cebada, tamo de vicia, tamo de avena y paja de páramo); enriquecidos con tuza molida, afrecho de cebada y carbonato de calcio. Tesis de Grado. Pontificia Universidad Católica del Ecuador.
- CONICET. 2009. Informe: Evaluación de la información científica vinculada al glifosato en su incidencia sobre la salud humana y el ambiente; Comisión Nacional de Investigación sobre Agroquímicos Decreto 21/2009, Consejo Científico Interdisciplinario creado en el ámbito del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Buenos Aires.
- DÍ MARZIO, W., M.E. SÁENZ, J. ALBERDI, J.N. FORTUNATO & M. TANGORRA. 2009. Estrategia de manejo de acacia negra (*Gleditsia triacanthos*) en la cuenca del río Luján. Evaluación ecotoxicológica del herbicida Togar BT. *Rev. Argent. Ecotoxicol. Contamina. Ambient.* 1: 1-7.
- FERRI, R., M. CEBALLOS, N. VISCHI, E. HEREDIA & A. OGGERO. 2009. Banco de semillas de un relicto de Espinal (Córdoba, Argentina). *Iheringia, Sér. Bot.* 64: 93-100.
- FRANK, S.D. 2010. Biological control of arthropod pests using banker plant systems: Past progress and future directions. *Biol. Contr.* 52: 8-16.
- HADAR, Y., Z. KEREM & B. GORODECKI. 1991. Biodegradation of lignocellulosic agricultural wastes by *Pleurotus ostreatus*. Otto Warburg Center for Biotechnology in Agriculture, Faculty of Agriculture The Hebrew University of Jerusalem.
- HARWOOD, J.D. & M.N. PARAJULEE. 2010. Global impact of biological invasions: transformation in pest management approaches. *Biol. Invasions* 12: 2855-2856.
- HERNÁNDEZ CORREDOR, R. & C. LÓPEZ RODRÍGUEZ. 2008. Evaluación del crecimiento y producción de *Pleurotus ostreatus* sobre diferentes residuos agroindustriales del departamento de Cundinamarca. Tesis de grado. Pontificia Universidad Javeriana.
- HIBBETT, D. S., M. BINDER, J. F. BISCHOFF, M. BLACKWELL, P. F. CANNON, O. E. ERIKSSON, S. HUHDORF, T. JAMES, P. M. KIRK, R. LUCKING, H. THORSTEN LUMBSCH, F. LUTZONI, P. B. MATHENY, D. J. MCLAUGHLIN, M. J. POWELL, S. REDHEAD, C. L. SCHOCH, J. W. SPATAFORA, J. A. STALPERS, R. VILGALYS, M. C. AIME, A. APTROOT, R. BAUER, D. BEGEROW, G. L. BENNY, L. A. CASTLEBURY, P. W. CROUS, Y.-C. DAI, W. GAMS, D. M. GEISER, G. W. GRIFFITH, C. GUEIDAN, D. L. HAWKSWORTH, G. HESTMARK, K. HOSAKA, R. A. HUMBER, K. D. HYDE, J. E. IRONSIDE, U. KOLJALG, C. P. KURTZMAN, K.-H. LARSSON, R. LICHTWARDT, J. LONGCORE, J. MIADLIKOWSKA, A. MILLER, J.-M. MONCALVO, S. MOZLEY-STANDRIDGE, F. OBERWINKLER, E. PARMASTO, V. REEB, J. D. ROGERS, C. ROUX, L. RYVARDEN, J. P. SAMPAIO, A. SCHÜBLER, J. SUGIYAMA, R. G. THORN, L. TIBELL, W. A. UNTEREINER, C. WALKER, Z. WANG, A. WEIR, M. WEISS, M. M. WHITE, K. WINKA, Y.-J. YAO & N. ZHANG. 2007. A higher-level phylogenetic classification of the Fungi. *Mycol. Res.* III: 509-547.
- INTI 2003. <http://www.inti.gov.ar/maderaymuebles/index.php?seccion=informaciontecnica>

A. Oggero *et al.* - Susceptibilidad a *P. ostreatus* de olmo y otras especies

- KAIRO, M., B. ALI, O. CHEESMAN, K. HAYSOM & S. MURPHY. 2003. Invasive Species Threats in the Caribbean Region. Report to The Nature Conservancy. CAB international.
- LECHNER, B.E., R. PETERSEN, M. RAJCHENBERG & E. ALBERTÓ. 2002. Presence of *Pleurotus ostreatus* in Patagonia, Argentina. *Rev. Iberoam. Micol.* 19: 111-114.
- LULEY, C. J. 2006 Identificación del tipo de pudrición de la madera y hongos xilófagos en árboles urbanos <http://www.isahispana.com/treecare/articles/decay-fungi.aspx>
- MARCHESE, C. 2015. Biodiversity hotspots: A Shortcut for a more complicated concept. *Global Ecol. Cons.* 3: 297-309
- MARTEN, A.L. & C.C. MOORE. 2011. An option based bioeconomic model for biological and chemical control of invasive species. *Ecol. Econ.* 70: 2050-2061.
- PEARCE, R.B. 1996. Antimicrobial defenses in the wood of living trees. *New Phytol.* 132: 203-233
- PROPERZI, F. 2010. Evaluación de la efectividad de métodos de control en dos especies invasoras en la reserva urbana "Bosque Autóctono El Espinal". Tesis de grado. UNRC.
- RUGGIERO, M. A., D. P. GORDON, T. M. ORRELL, N. BAILLY, T. BOURGOIN, R. C. BRUSCA, T. CAVALIER-SMITH, M. D. GUIRY & P. M. KIRK. 2015. A higher level classification of all living organisms. *PLoS ONE* 10: e0119248. doi:10.1371/journal.pone.0119248
- SCHWARZE, F. W. 2000. Fungal strategies of Wood decay in trees. Springer-Verlag Berlín Heidelberg. Germany.
- SHAH, Z.A, M. ASHRAF & M. ISHTIAQ. 2004. Comparative study on cultivation and yield performance of oyster mushroom on different substrates. *Pak. J. Nutr.* 3:158-160.
- TU, M., C. HURD, J. M. RANDALL & The Nature Conservancy. 2001. Paper 533. Weed Control Methods Handbook: Tools & Techniques for Use in Natural Areas. All U.S. Government Documents.
- URCELAY, C., G. ROBLEDO, F. HEREDIA, G. MORERA & F. GARCÍA MONTAÑO. 2012. Hongos de la madera en el arbolado urbano de Córdoba. 1a ed. Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal.
- VAN DRIESCHE, R. G. 2012. The role of biological control in wildlands. *Biol. Contr.* 57:131-137.
- VAN DRIESCHE, R.G., R.I. CARRUTHERS, T. CENTER, M.S. HODDLE, J. HOUGH-GOLDSTEIN, L. MORIN, L. SMITH & D.L. WAGNER. 2010. Classical biological control for the protection of natural ecosystems. *Biol. Contr.* 54 S2-S33 doi:10.1016/j.biocontrol.2010.03.003.
- VIVOT, E. P., C. SÁNCHEZ BRIZUELA, F. CACIK & C. SEQUIN. 2012. Actividad antibacteriana en plantas medicinales de la flora de Entre Ríos (Argentina). *Rev. Ciencia, Doc. & Tecnol.* 45: 165-185.
- ZERVAKIS, G & C. BALIS. 1996. A pluralistic approach in the study of *Pleurotus* species with emphasis on compatibility and physiology of the European morphotaxa. *Mycol. Res.* 100: 717-731.
- ZILLER, S.R. & S.M. ZALBA. 2007. Proposals to prevent and control exotic invasive species. *Natur. Cons.* 5: 78-85.

Recibido el 24 de abril de 2017, aceptado el 22 de agosto de 2017. Editor: Guillermo Funes.

