

# USO DE LA TIERRA Y REHABILITACIÓN ECOLÓGICA EN LOS TALARES

Marcelo Arturi, Carolina Pérez, Juan Goya, Maia Plaza Behr, Micaela Medina, Magalí Pérez Flores, María Rosa Derguy, Facundo Sánchez Acosta y Hernán Schrohn

Laboratorio de Investigación de Sistemas Ecológicos y Ambientales (LISEA),  
Universidad Nacional de La Plata marceloarturif@gmail.com

## CAMBIO DE USO DE LA TIERRA

La pérdida de bosques se encuentra entre las principales causas del cambio climático y la disminución de la diversidad biológica (Thompson *et al.*, 2013). Si bien la tasa de deforestación a nivel mundial viene experimentando una desaceleración, todavía se pierden anualmente muchas áreas de bosque para ser convertidas a diferentes usos de la tierra. La tasa de deforestación en Argentina también se desaceleró en los últimos años, aunque sigue representando un desafío compatibilizar el uso de la tierra con la conservación de los bosques y otros ambientes. Los bosques representan una fuente de recursos económicos y otros beneficios no expresables como bienes o productos tangibles con precios de mercado. Estos beneficios se denominan “servicios ecosistémicos” y su pérdida suele resultar más perceptible que su presencia como, por ejemplo, cuando se pierde la protección de los cursos de agua, el control de la erosión de los suelos, el control de plagas, la regulación climática, la biodiversidad local o el valor paisajístico y turístico.

A pesar de la reducida superficie de los talares, su dinámica de cambio refleja esos procesos de degradación de la misma manera que otros bosques de Argentina y del mundo. El valor conferido a los talares por parte de la sociedad se incrementó claramente a partir de la década del 90 y comienzos de los años 2000. Así lo refleja el aumento que hubo en esos años en los estudios científicos llevados a cabo en los talares, el incremento del turismo en general y de aficionados a la naturaleza en particular. De la misma manera, la publicación de material de divulgación sobre los talares entre 2000 y 2010 (Athor, 2009; Mérida y Athor, 2006) reflejan el lugar que fueron ganando los talares en la valoración por parte de la sociedad. Durante mucho tiempo el destino de los talares de Magdalena y Punta Indio estuvo librado a las decisiones adoptadas

por los productores del área (Arturi *et al.*, 2009) ya que la mayor parte de su superficie se encontraba en tierras privadas con escasa o nula regulación del desmonte por parte del estado. La Reserva de Biosfera Parque Costero del Sur atravesó dificultades en su implementación y sólo representó parcialmente una herramienta para evitar la pérdida o degradación de los talares. Actualmente, la ley que comúnmente se conoce como “Ley de Bosques” (Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos, Ley 26331) y la Ley provincial 14888/18 plantean un escenario completamente distinto. Mediante la aplicación de esas leyes se establece el Ordenamiento Territorial de los Bosques Nativos (OTBN) según los términos de la ley nacional, y se plantean restricciones a las actividades productivas en áreas con cobertura de bosques nativos.

La zonificación de las áreas protegidas representa un aspecto básico en las estrategias de conservación. En las Reservas de Biosfera la zonificación contempla la existencia de áreas en las que pueden desarrollarse actividades económicas de diferente intensidad y áreas núcleo con altas restricciones al uso. Arturi *et al.* (2009) plantearon que la identificación de áreas con prioridades de conservación debería estar orientada por dos conceptos: la concepción del ambiente como una entidad natural-cultural indivisible y la concepción del paisaje como un espacio funcionalmente integral. Conceptos coincidentes con los criterios de sustentabilidad consignados en la Ley 14.888. Atendiendo a esos lineamientos resulta insatisfactoria una estrategia que concentre los esfuerzos de conservación en porciones de territorio ocupadas por ambientes escasamente modificados por las actividades humanas. En primer lugar, porque la integralidad funcional del paisaje requiere mantener procesos que ocurren a lo largo de todo el espacio a conservar, incluyendo su entorno. En segundo lugar, porque el ambiente actual en los talares es el resultado de una larga historia de estrechas interacciones con las actividades humanas. En acuerdo con esos dos puntos se identificaron áreas cuya conservación es importante por las características de sus bosques, pastizales, humedales, así como por el patrimonio cultural relevante en función de rasgos actuales o del pasado (Arturi *et al.*, 2009). En ese trabajo se detectaron sitios clave para mantener la continuidad de la cobertura boscosa a lo largo del paisaje, y aquellos que requieren de intervenciones planificadas para recuperarla.

En este capítulo, se analizan posibles tendencias y desafíos en el escenario de uso y conservación vinculados con la aplicación de la Ley de Bosques (26.331 y 14.888). Se dan a conocer experiencias de recuperación de estructuras y funciones ecológicas en sitios desmontados o invadidos por especies exóticas. Se analiza de qué manera puede recurrirse al conjunto de especies vegetales disponibles en los ambientes locales, para recuperar funciones ecológicas en canteras de extracción de conchilla abandonadas.

## **LA LEY DE BOSQUES: EL BOSQUE ES MÁS QUE COBERTURA ARBÓREA**

La vegetación terrestre experimenta cambios debido al uso de las tierras para distintas actividades productivas, así como también debido a la expansión de las áreas urbanas. Estos cambios de uso de la tierra son una de las principales causas de la

pérdida de bosque. En los talares del Parque Costero del Sur (PCS), la minería y la ganadería representan las principales causas de deforestación. En un sector del PCS de 5.600 ha se estudió la deforestación entre 1997 y 2007 (García Cortés *et al.*, 2009). Ese sector presentaba una superficie inicial de bosque de tala (*Celtis tala*) y coronillo (*Scutia buxifolia*) de 850 ha de las que se perdieron alrededor 63 ha en el periodo estudiado. Esa pérdida representó una tasa de deforestación algo mayor que las provincias de Jujuy y Formosa e inferior a Chaco y Misiones. Además, se encontró que el 70% de la pérdida de bosque estuvo relacionada con la actividad minera y el 30% con la actividad ganadera (García Cortés *et al.*, 2009). El periodo estudiado es anterior a la promulgación de la Ley 26.331. En Argentina, a nivel de todo el país, se registró una disminución de las tasas de deforestación a partir de la implementación de esa ley (Mónaco *et al.*, 2020). Esa tasa anual se redujo a algo menos de la mitad entre 2007 y 2015 y experimentó un leve aumento entre 2015 y 2018 debido a la fuerte incidencia de incendios forestales. La implementación de la Ley de Bosques requiere que las provincias establezcan el ordenamiento (OTBN), en el que se definen mapas de las áreas de bosques clasificadas en tres categorías. La primera la representan bosques con alta prioridad de conservación que no pueden ser sometidos a actividades económicas que modifiquen su estructura y funcionamiento (Categoría I, Rojo) y donde sólo se admiten Planes de Conservación (PC). La segunda categoría la constituyen bosques en los que puede desarrollarse un manejo forestal sustentable (Categoría II, Amarillo), sólo se admiten PC y Planes de Manejo Forestal Sustentable (PMFS). La tercera son bosques que pueden convertirse a otros usos (Categoría III, Verde), se admiten PMFS y cambios de uso del suelo. Ese proceso de clasificación se aplicó a los talares del Este de la provincia de Buenos Aires, que representan un área de 54.421 ha distribuidas en Categoría I: 3.856 ha, Categoría II: 50.521 ha y Categoría III: 44 ha. Existen 10 criterios fijados por la ley para establecer las prioridades de conservación de las áreas en Categoría I. En pocas palabras, pueden tomar en cuenta el buen estado de conservación, particularidades en la composición florística, la provisión de hábitat o la importancia en el mantenimiento de la conectividad a nivel del paisaje. Además de aspectos ecológicos, los criterios contemplan el valor cultural de las áreas establecido a partir de la importancia conferida por las comunidades locales, por estudios antropológicos o históricos. La adhesión de las provincias a la Ley 26.331 implica que los productores deben elaborar planes de Conservación, Manejo o de Cambio de Uso mediante los llamados Proyectos de Formulación y Planes de Manejo. Esos documentos se presentan ante las autoridades provinciales y deben ser aprobados antes de su implementación. La confección de los mapas asignando categorías a cada área de bosque en el terreno se lleva a cabo mediante análisis de imágenes satelitales, información obtenida a campo, opiniones de diferentes sectores, y debates en audiencias públicas. Frecuentemente la escala espacial con la que el mapa del OTBN fue confeccionado no permite analizar situaciones en detalle para definir planes a nivel de predio. En esos casos se requiere de análisis más específicos y resulta clave entender cuál es

la definición de bosque adoptada por la ley. Se considera bosque a toda superficie de terreno que presente una cobertura de 20%, o mayor, de especies leñosas de al menos 3 metros de altura. Esa cobertura debe observarse en una superficie de al menos media hectárea (0,5 ha) (Res COFEMA 230/12). De modo que para resolver al máximo nivel de detalle qué áreas pueden considerarse bosque, es necesario analizar el entorno de cada punto en el terreno. En términos de imágenes satelitales, es necesario examinar cada elemento de la imagen (píxel) y determinar si en un área de 0,5 ha alrededor suyo, existe una cobertura arbórea de al menos 20%. Si esa condición se cumple entonces el píxel se marca como bosque, independientemente de que ese píxel en particular presente cobertura arbórea o no. El resultado de aplicar ese criterio a toda el área puede resultar en manchas de bosque de contornos complejos o elevada subdivisión en manchas pequeñas (Figura 1). Los criterios indican que puede procederse de manera precautoria al establecer los límites de las áreas de bosque, en este caso, procurando reducir los efectos de borde y contribuyendo a mantener la conectividad a nivel del paisaje. La aplicación de esta metodología a los talares entre la localidad de Magdalena y Punta Piedras, permitió estimar un área de cobertura forestal de aproximadamente 3.000 ha y una superficie de área boscosa (al menos 20% de cobertura forestal) de aproximadamente 5.000 ha. La superficie podría resultar mayor si se definen bordes suavizados y que engloben áreas fragmentadas. Este procedimiento podría representar una base técnica para la adecuación del OTBN a nivel de predio, requerida para evaluar los Proyectos de Formulación y Planes de Manejo, y que debe resolver la autoridad provincial de aplicación en acuerdo con los 10 principios de sustentabilidad indicados en la Ley 26.331. La ley contempla incluso, que las áreas en categoría II (Amarillo) puedan incluir bosques degradados que requieran de acciones de restauración o rehabilitación ecológica.



*Figura 1. Cobertura arbórea y áreas boscosas (>20% de cobertura arbórea) en verde, en un sector de los talares del Parque Costero del Sur. Modificado de Google Maps.*

Al impedir el cambio de uso en las áreas con categoría I y II, y controlarlo en la categoría III, la Ley de Bosques establece restricciones al uso de los recursos naturales. Esas restricciones derivan en discusiones acerca de los beneficios y perjuicios que percibe la sociedad argentina en su conjunto. Cabe discutir en qué casos se pone límite al accionar de grupos concentrados de la economía que impactan en grandes superficies, o dificultan el acceso al trabajo a pequeñas y medianas empresas o productores. A pesar de la enorme cantidad de dificultades que enfrenta la implementación de la Ley de Bosques, resulta incuestionable que redujo y seguirá reduciendo la tasa de pérdida de bosques. Al mismo tiempo, conduce a la sociedad a un debate necesario acerca del uso de los recursos naturales, los actores que intervienen, la distribución de los beneficios y la percepción de los costos ambientales.

## PLANTANDO TALA

La deforestación y el establecimiento de especies exóticas promueven la degradación y pérdida de bosques nativos (Thompson *et al.*, 2013). La reducción de los impactos de esos procesos requiere de estrategias que identifiquen áreas prioritarias de conservación, así como el desarrollo de técnicas que permitan rehabilitar funciones ecológicas en las áreas afectadas (Aronson *et al.*, 1993). En las áreas degradadas pueden plantearse objetivos de recuperación de funciones ecológicas, como la capacidad de brindar servicios ecosistémicos, o la recuperación de características de la vegetación previas a la degradación. En el primer caso se trata de objetivos de rehabilitación ecológica y en el segundo caso se conocen como objetivos de restauración ecológica (Aronson *et al.*, 1993).

La recuperación de la cobertura arbórea de las especies dominantes es un objetivo primordial en las actividades de rehabilitación de los talares, en las áreas donde las actividades ganaderas o mineras provocaron pérdidas de bosque. Además, el ligustro (*Ligustrum lucidum*) representa la especie arbórea exótica de mayor expansión en los talares, que se establece debajo de la cobertura de tala y coronillo, hasta provocar la mortalidad de la mayor parte de los árboles nativos (Franco *et al.*, 2018). Desde 2010 se establecieron plantaciones experimentales de tala en cordones de conchilla desmontados, canteras abandonadas y en bosques de tala invadidos por ligustro (Azcona, 2018). El resultado de esos ensayos indicó que en los sitios desprovistos de cobertura arbórea la supervivencia fue casi nula al cabo de dos años. En cambio, en los bosques invadidos por ligustro, los resultados fueron diferentes (Plaza Behr *et al.*, 2016). En esos sitios se abrieron claros circulares de 16 m y 26 m de diámetro y se plantaron talas en diferentes posiciones dentro del claro (Figura 2). Los talas mantuvieron un porcentaje de supervivencia de aproximadamente 30 % al cabo de 10 años, lo que representa un enorme contraste con las plantaciones en los pastizales. La formación del claro aumenta la llegada de luz mientras que el bosque adyacente podría proveer un efecto protector contra bajas temperaturas, heladas, alta radiación y altas temperaturas estivales. Por otra parte, el bosque podría afectar



negativamente a las plantas del ensayo ubicadas en el borde del claro o debajo del dosel, tanto por una disminución de la disponibilidad de la luz como por un mayor consumo del agua del suelo. En los períodos más secos del año, la alta densidad de raíces y el consumo de agua del bosque intensifican las condiciones de sequía para los renovales y determinan altas tasas de mortalidad (Arturi y Goya, 2004).



*Figura 2. Ensayo de plantación de tala en claros establecidos en bosques de tala y coronillo invadidos por ligustro. Foto: J. Goya.*

En otros ensayos se analizó si el control de la cobertura de especies herbáceas y la protección contra la incidencia de luz solar directa en las horas de mayor calor, podrían mejorar los resultados de las plantaciones de tala en canteras de conchilla (Plaza Behr *et al.*, 2021) (Figura 3). A su vez estos tratamientos se aplicaron a lo largo de un gradiente en la profundidad de material superficial del suelo dispuesto sobre conchilla (Figura 4). Esos ensayos mostraron que la competencia con herbáceas y la disponibilidad de sustrato incidieron sobre la supervivencia y el crecimiento. El efecto negativo de la competencia con las plantas herbáceas se pudo detectar por la mejora en el crecimiento y supervivencia que produjo el desmalezado. Por otra parte, las plantas que recibieron desmalezado tendieron a presentar mayor crecimiento en los sitios con mayor profundidad de sustrato fértil (Plaza Behr *et al.* 2021). Estos resultados concuerdan con las tendencias encontradas en la regeneración natural de tala, ya que su establecimiento espontáneo es más frecuente en sitios donde la biomasa total de raíces es muy baja comparada con el bosque nativo y los pastizales (Arturi y Goya 2004). De la totalidad de ensayos resulta claro que la recuperación de la cobertura de tala por

plantación en los sitios deforestados es altamente dificultosa, aunque parece una técnica de posible aplicación en los sitios invadidos por ligustro. La rehabilitación de áreas degradadas requiere entender cómo, ciertas características morfológicas y fisiológicas de las especies vegetales, hacen posible que se establezcan y crezcan en determinadas condiciones ambientales. Esas características pueden variar dependiendo de las condiciones de crecimiento de los plantines en el vivero, por lo que esas condiciones podrían influir sobre las probabilidades de establecimiento a campo.



*Figura 3. Cantera de extracción de conchilla inmediatamente después del cese de la explotación. Foto: J. Goya.*



*Figura 4. Ensayo de plantación de tala con tratamientos de desmalezado y protección. Foto: M. P. Behr.*



## PREPARANDO PLANTINES

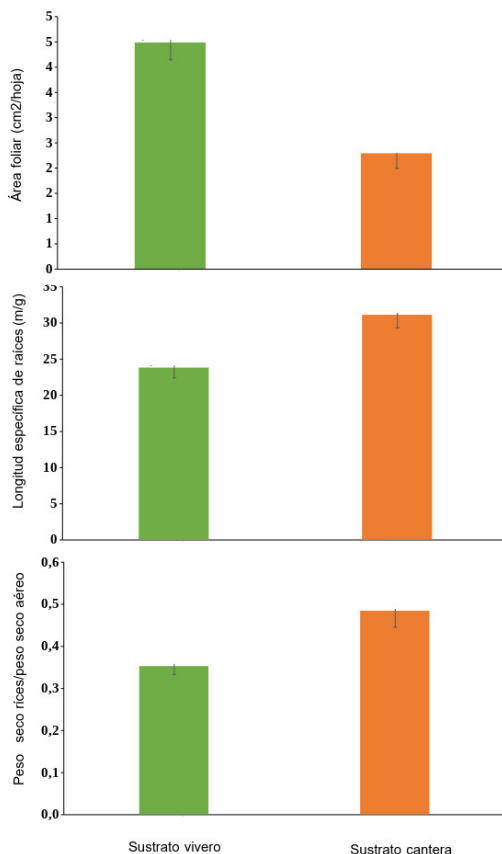
Las técnicas utilizadas en el vivero para la producción de especies nativas, pueden modificar las características morfológicas y fisiológicas de las plantas, de manera que podrían favorecer su establecimiento a campo en proyectos de rehabilitación ecológica. Las características de las plantas que pueden reflejar cómo responden ante cambios en factores ambientales, o frente a perturbaciones, se denominan atributos funcionales (Lavelle & Garnier, 2002). Entre los factores que pueden modificar esos atributos, se encuentran la forma y volumen del contenedor inicial donde se desarrollan las plantas, así como las características del sustrato (Chirino *et al.*, 2008). Las condiciones de crecimiento pueden promover diferencias en atributos funcionales, que se traducen en diferentes tasas de supervivencia y crecimiento, frente a determinadas condiciones ambientales (Poorter y Markesteijn, 2008). En ensayos de plantación de tala en una cantera abandonada en el partido de Castelli, la supervivencia y el crecimiento fueron casi nulos. La mortalidad se relacionó con la disponibilidad hídrica del suelo, especialmente durante el verano (Plaza Behr *et al.*, 2021). Sin embargo, en ese mismo sitio se observa un importante establecimiento espontáneo de tala en montículos de más de 2 m de altura, formados por material remanente de los horizontes superficiales de los cordones, removidos por la actividad minera (Figura 5).



Figura 5. Establecimiento espontáneo de talas en montículos de material superficial del suelo en canteras.  
Foto: J. Goya.



En las primeras etapas de crecimiento de las plantas de tala, el volumen del envase y el tipo de sustrato con baja fertilidad y escasa retención de agua, podrían afectar atributos funcionales que se relacionan con su capacidad de crecimiento y supervivencia. Se llevó a cabo un ensayo para evaluar de qué manera, el tamaño del envase, como indicador del volumen de sustrato disponible, y la calidad del sustrato, afectaban distintos atributos de las plantas. El sustrato obtenido en la cantera, de textura arenosa, se comparó con sustrato de vivero con una textura más fina y mayor contenido de materia orgánica y capacidad de retención de agua. Al final del experimento las plantas presentaron aproximadamente 20 cm de altura en los envases de 1 litro y 35 cm en los de 10 litros. La altura alcanzada por las plantas en el sustrato del vivero fue más del doble que en el sustrato cantera. Además, las plantas que crecieron en el sustrato de la cantera presentaron menor área foliar, y raíces más largas y finas. Las plantas con sustrato de la cantera presentaron mayor cociente peso de raíces/peso del tallo indicando que requieren mayor exploración de suelo (Figura 6). La reducción del área foliar implica una menor superficie transpiratoria, mientras que el mayor desarrollo del sistema radical y con una mayor proporción de raíces respecto del peso total de la planta, permiten a las plantas captar un mayor volumen de agua. El tipo de sustrato indujo cambios en



los atributos funcionales de las plantas de tala. Esos cambios sugieren que las plantas que crecieron en un sustrato con menor contenido de materia orgánica y menor capacidad de retención hídrica presentan mejor capacidad de respuesta frente a la escasez de agua. Se espera que las plantas producidas en envases de mayor tamaño y con el sustrato de menor calidad presenten mayores posibilidades de establecimiento en las condiciones adversas de la cantera, lo que podría evaluarse mediante ensayos a campo.

Figura 6. Atributos funcionales de los plantines de tala en distintos sustratos. Tomado de Sánchez Acosta 2020.

## PROBANDO CON OTRAS ESPECIES

Recuperar la cobertura arbórea luego del cese de las actividades mineras representa un desafío frente a las fuertes restricciones determinadas por las modificaciones del relieve y del sustrato. El relieve positivo, característico de estos cordones, queda transformado en un relieve deprimido con una mezcla heterogénea de materiales. Se combinan porciones con escasa materia orgánica y capacidad de retención de agua con otras zonas muy bajas, donde alternativamente se observan períodos de anegamiento y sequía (Plaza Behr *et al.*, 2021). El material superficial del suelo, que presenta características adecuadas para el crecimiento de las plantas, ocupa porciones muy reducidas del paisaje. La selección de las especies representa un desafío adicional en estos proyectos, ya que en muchos casos se desconocen sus respuestas al ser plantadas en las condiciones ambientales de una cantera abandonada. Muchas de esas respuestas dependen de los atributos funcionales de las especies vegetales. Los atributos funcionales contribuyen a entender las diferencias entre especies en su desempeño a campo. Los ensayos de reforestación con tala en canteras abandonadas indicaron que la supervivencia fue casi nula para esa especie al cabo de dos años. Estos resultados motivaron la puesta a prueba de otras especies nativas que podrían adecuarse a las diferentes condiciones ambientales de las canteras abandonadas. En 2016 se realizó un ensayo de reforestación en una cantera que había cesado sus actividades en 2011. Se plantaron especies propias del talar como coronillo y molle (*Schinus longifolius*), en las áreas más elevadas del terreno y con mayor contenido de materia orgánica. Además, se plantaron especies propias de la zona ribereña o ambientes anegables como cina cina (*Parkinsonia aculeata*), espinillo (*Vachellia caven*) y sesbania (*Sesbania punicea*), en las áreas más deprimidas del terreno y con mayor proporción de conchilla en superficie. Las plantas, tenían aproximadamente 2 años al momento de la plantación. La supervivencia y el crecimiento (incremento de la altura y del diámetro de cuello, DAC) fueron evaluados desde mayo de 2016 a diciembre de 2018. Se utilizaron la altura que la planta alcanza a la madurez y la densidad de la madera como atributos funcionales indicadores de tasas de crecimiento intrínsecas de las especies. Después de más de dos años desde su plantación, la supervivencia varió entre 33% y 82% según la especie (Figura 7). Con excepción de sesbania, todas las especies presentaron periodos de aumento y disminución de la altura por la pérdida de la parte apical, relacionada con variaciones climáticas. En todas las especies se observó incremento del DAC, aunque fue mayor en sesbania (Figura 8), que además presentó individuos en etapa reproductiva durante el período de mediciones.

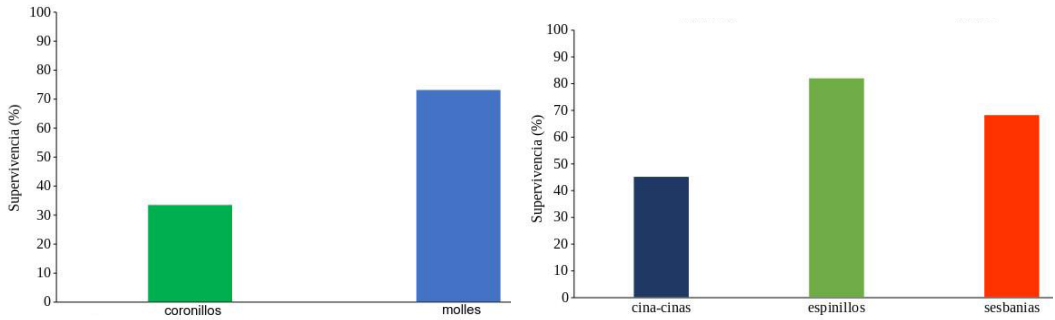


Figura 7. Supervivencia de las especies arbóreas nativas plantadas en la cantera. Tomado de Schrohn, 2019.

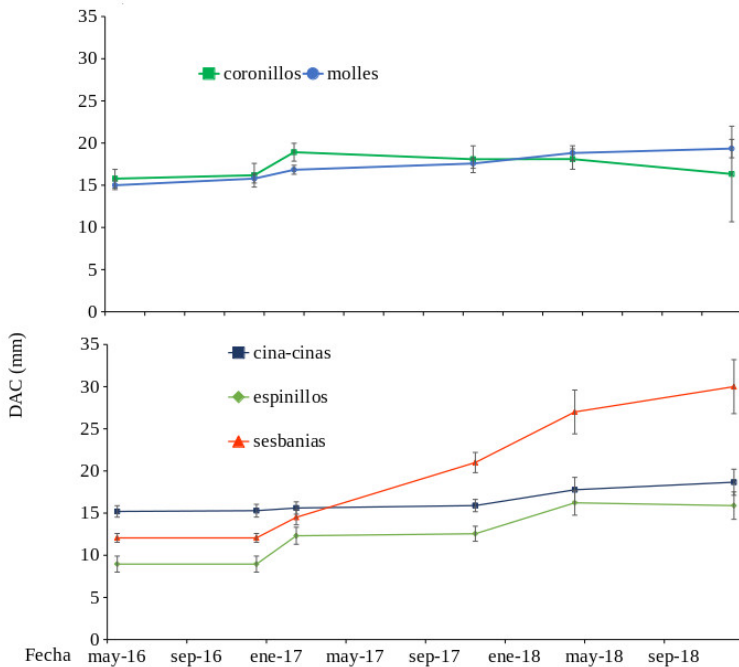


Figura 8. Crecimiento en diámetro del tallo de las especies arbóreas nativas plantadas en la cantera. Tomado de Schrohn, 2019.

En coincidencia con lo esperado a partir de los atributos funcionales, sesbania, que alcanza menores alturas a la madurez y presenta una densidad de madera baja (Tabla 1), presentó mayores tasas de crecimiento entre las especies plantadas en zonas bajas (Figura 9). Además, al igual que el espinillo, esta especie tiene la capacidad de formar nódulos con bacterias fijadoras de nitrógeno (Frioni *et al.*, 1998). Estas características podrían ser adecuadas para seleccionar especies a ser plantadas en las primeras etapas de la rehabilitación de las canteras. Por otro lado, las especies del talar, con mayor densidad de madera y mayor altura a la madurez, presentaron menores crecimientos

que las especies plantadas en zonas bajas. Sin embargo, los caracteres funcionales analizados, no permiten entender fácilmente la mayor supervivencia de molle y coronillo, en comparación con lo observado en tala en ensayos anteriores. Se concluye que las especies típicas de los talares (molle y coronillo) podrían ser adecuadas para reforestar la cantera, en combinación con especies de los ambientes ribereños como sesbania, espinillo y cina-cina. Se requiere investigar otros atributos funcionales, probablemente relacionados con la morfología y funcionamiento de las raíces, para entender las diferencias de supervivencia y crecimiento entre las especies del talar. El establecimiento de diferentes especies, funcionalmente adecuadas para las condiciones ambientales de la cantera, podría crear un ambiente que facilite el establecimiento futuro de tala y la recuperación de funciones ecológicas (Figura 10), aún sin que se restablezca la estructura de los bosques dominados por tala y coronillo, anteriores a la explotación minera.

Tabla 1. Atributos funcionales por especie.

Especie	H (m)	DM (g/cm <sup>3</sup> )
coronillo	18,01 <sup>(1)</sup>	1,067 <sup>(3)</sup>
molle	5,02 <sup>(2)</sup>	0,657 <sup>(3)</sup>
sesbania	4,02 <sup>(2)</sup>	0,415 <sup>(4)</sup>
cina-cina	12,01 <sup>(1)</sup>	0,716 <sup>(5)</sup>
espinillo	5,02 <sup>(2)</sup>	0,967 <sup>(3)</sup>

Fuente: <sup>(1)</sup> Kattge et al. (2011); <sup>(2)</sup> Muñoz et al. (1993); <sup>(3)</sup> Atencia (2013); <sup>(4)</sup> Zanne et al. (2009); <sup>(5)</sup> Rodríguez et al. (2016).



Figura 9. Sesbanias en la cantera de conchilla a los dos años de su plantación. Foto: J. Goya.





Figura 10. Molles en la cantera de conchilla, a los dos años de su plantación. Foto: J. Goya.

## TALARES Y PASTIZALES

En los talares sobre cordones de conchilla, los pastizales con distinto grado de cobertura arbórea, incluyen muchas especies típicas de la ecorregión Pampa (Arturi *et al.*, 2006). Estos talares podrían constituir ambientes clave para la conservación de esas especies, teniendo en cuenta que la ecorregión Pampa, se encuentra severamente afectada por el cambio de uso del suelo. La actividad minera, además de reducir la superficie forestal, afectó amplias áreas ocupadas por pastizales que conforman el complejo de ambientes propio de los talares. Muchas canteras abandonadas son destinadas al pastoreo, y representan una situación muy degradada respecto de los pastizales anteriores a la intervención.

La recuperación de funciones ecológicas en sistemas degradados puede llevarse a cabo mediante técnicas activas o pasivas. Las primeras involucran procesos de siembra o plantación y aún modificaciones del sustrato. Las técnicas pasivas se limitan a la eliminación de los factores de disturbio o tensión, y se minimiza la intervención en el sistema y el costo. Las áreas cercanas y mejor conservadas actúan como fuente de semillas de especies deseables (Tropek *et al.*, 2010).

Para entender los cambios experimentados por los pastizales como consecuencia de la actividad minera se estudió la estructura y composición durante 5 años (2012 a 2017) en canteras de conchilla abandonadas y en situaciones testigo (Figura 11). Se analizaron los cambios de cobertura y composición florística de la vegetación herbácea, en sitios intervenidos y pastizales sobre cordones no intervenidos. En una de las

canteras se estableció una exclusión al pastoreo y en una parte de la misma se realizó un agregado de material superficial del suelo de la misma cantera. El espesor de este agregado varió entre 10 y 40 cm (sitio “ensayo”). Otros sitios presentaron una mezcla de arena y arcilla remanente de la actividad (sitio “cantera”). Los sitios testigos fueron pastizales sobre cordones sin intervención minera, cercanos a los sitios intervenidos (Figura 12). En la cantera, la cobertura vegetal fue muy escasa, y recién se detectaron parches de vegetación a partir del segundo año de muestreo. La cobertura de la vegetación fue siempre menor en la cantera, que en el testigo y en el ensayo, y los valores más bajos correspondieron a canteras con pastoreo. El ensayo alcanzó tempranamente valores de cobertura de la vegetación comparables con los del testigo (Figura 12). El análisis de la proporción de nativas y exóticas en las canteras respecto de pastizales sobre cordón, muestra que la proporción de exóticas fue siempre mayor en las áreas con intervención minera (Figura 13), donde la remoción de la cubierta vegetal y profundos cambios en el sustrato, darían ventaja para el establecimiento de las especies anuales, que son en su mayoría exóticas.



*Figura 11. Área de la cantera de conchilla con material superficial del suelo y partes del cordón de conchilla no explotado. Foto: J. Goya.*

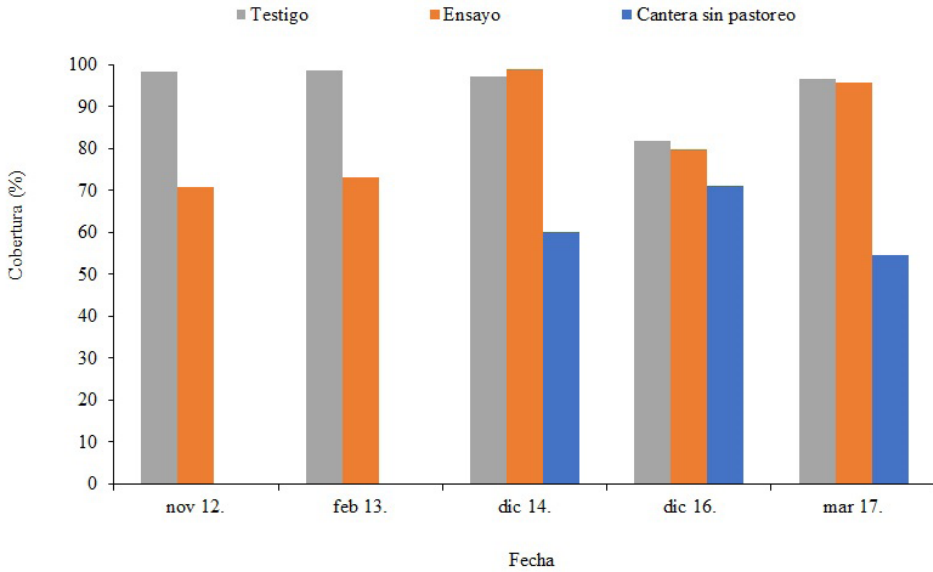


Figura 12. Cobertura herbácea en diferentes fechas, en pastizales sobre cordones no intervenidos (Testigo) y la cantera sin pastoreo con agregado de material superficial del suelo (Ensayo) y sin agregado (Cantera). Tomado de Pérez et al. Datos no publicados.

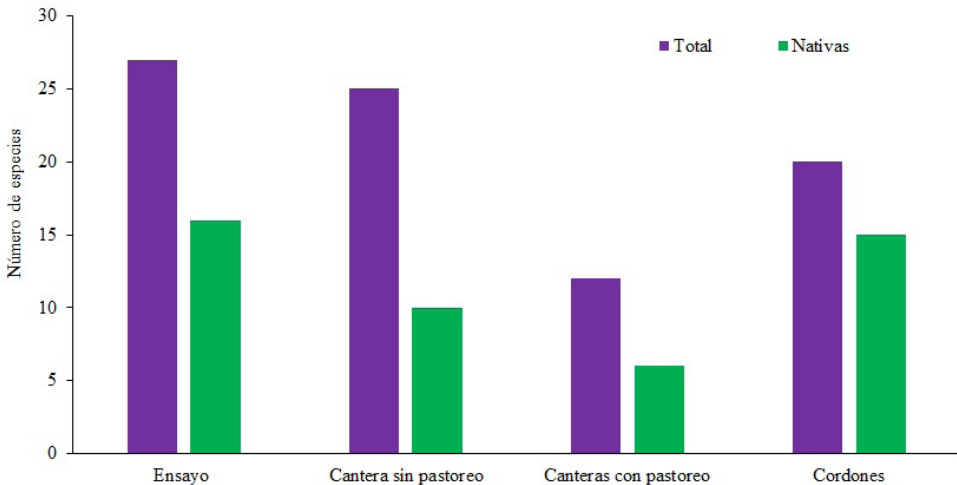


Figura 13. Número de especies herbáceas en pastizales sobre cordones no intervenidos (Cordones) en canteras con pastoreo, cantera sin pastoreo y sitio con agregado de material superficial del suelo (Ensayo). Tomado de Pérez et al. Datos no publicados.

Los pastizales sobre cordones de conchilla revisten importancia como fuente de semillas para el repoblamiento de especies nativas en áreas degradadas, pero su creciente reducción y fragmentación podrían constituir una limitante para esas funciones. En el caso de las canteras abandonadas, el agregado de material superficial del suelo permite una rápida recuperación de la cobertura, pero más lenta de la composición florística. La manera en la que se distribuye la capa de suelo removida durante las operaciones representa un aspecto clave en la recuperación de la vegetación. La exclusión al pastoreo es otro aspecto relevante, ya que presenta un efecto positivo, aún en canteras sin agregado de material superficial del suelo (Figura 14). Estos resultados podrían orientar las acciones para mejorar las funciones ecológicas en canteras intervenidas en el pasado. Estas acciones tenderían a controlar activamente, factores de tensión como el pastoreo y la disponibilidad del recurso suelo. Al mismo tiempo, representan una propuesta pasiva respecto del repoblamiento por parte de las especies herbáceas que se dispersarían desde el entorno.



*Figura 14. Cobertura herbácea en la cantera sin pastoreo con y sin agregado de material superficial del suelo. Foto: J. Goya.*

## EN SÍNTESIS

Las estrategias de uso y conservación en los talares enfrentan situaciones similares a las de otros bosques de Argentina. El uso de la tierra entra en conflicto con las restricciones impuestas por la Ley de Bosques en el marco de una mayor conciencia social sobre los valores ambientales. La situación actual, conduce a las sociedades a adecuar el uso de los recursos para reducir los impactos negativos sobre las componentes naturales del ambiente. En los talares, además, resulta necesario desarrollar acciones que mejoren el estado de áreas impactadas por diferentes actividades o el establecimiento



de especies exóticas. Las áreas boscosas que quedaron clasificadas en la Categoría II (amarillo), pueden dedicarse a manejo forestal sustentable manteniendo actividades ganaderas en sistemas silvopastoriles. La ganadería forma parte de la tradición cultural del área, pero debería adaptarse a las exigencias actuales. El manejo de la cobertura arbórea puede conducir a una regulación de la disponibilidad y calidad del forraje en diferentes estaciones del año (Arturi *et al.*, 2006). Pero deben resolverse aspectos vinculados con la renovación del componente arbóreo de estos sistemas. Por otra parte, también en el marco de la Ley de Bosques, las áreas invadidas por ligustro pueden dedicarse al manejo forestal y actividades de rehabilitación. El resultado de los ensayos de plantación de tala y molle, en los claros formados por la extracción de ejemplares de ligustro, sugiere que podría implementarse un aprovechamiento comercial de esa especie, que beneficie a las actividades de rehabilitación. La madera de ligustro es apta para diversos usos, como la construcción, y eso haría que la propuesta sea viable desde el punto de vista económico (Franco *et al.*, 2018). La viabilidad económica representa un aspecto relevante en las acciones de rehabilitación ecológica. Esos tratamientos difícilmente conduzcan a la eliminación del ligustro en los talares, pero probablemente permitan controlar su expansión y mejorar el estado de los bosques muy invadidos.

El uso de múltiples especies para recuperar la cobertura arbórea representa una alternativa importante en las áreas desmontadas para ganadería, o afectadas por el uso minero. Especies locales como el coronillo y el molle demostraron mejores desempeños que el tala, aumentando el éxito de los esfuerzos invertidos. Por otra parte, la heterogeneidad ambiental creada por el uso minero, exige utilizar especies cuyas características funcionales se correspondan adecuadamente con los diferentes sustratos y relieves. La distribución del sustrato debe recibir especial atención al diseñar acciones de rehabilitación en canteras. La recuperación de la cobertura de las especies de los talares, sólo sería posible en relieves positivos con material superficial del suelo. Este material se encuentra siempre en cantidades limitantes. La recuperación de la cobertura herbácea con especies propias de los pastizales pampeanos, también depende fuertemente de la disponibilidad de ese material. Por otra parte, los montículos de material superficial del suelo pueden favorecer la regeneración espontánea de tala si presentan suficiente espesor.

Muchas preguntas surgidas de los ensayos descritos, orientan investigaciones futuras respecto de: cómo manejar el sustrato y el pastoreo, para favorecer el establecimiento espontáneo y el éxito de las especies plantadas; cómo utilizar las características funcionales de las especies para una adecuada selección, cómo van cambiando con el tiempo los ambientes intervenidos con este tipo de acciones y cómo funcionan en términos de provisión de hábitat. Estas preguntas deben orientarnos hacia estrategias que permitan mejorar las funciones ecológicas de los talares como fuente de recursos y servicios ecosistémicos, concebidos como un sistema complejo y en permanente cambio.

## AGRADECIMIENTOS

Los trabajos fueron desarrollados por el Laboratorio de Investigación de Sistemas Ecológicos y Ambientales (LISEA). Fueron financiados por la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales (UNLP), el programa PROMFORZ y las plantas utilizadas en los ensayos fueron producidas por la Unidad Vivero Forestal de esa Facultad. También se contó con la financiación de la Facultad de Ciencias Naturales y Museo (UNLP), el Programa de Incentivos a la Investigación de UNLP y el Consejo Federal de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CONICET). Los ensayos de rehabilitación de canteras contaron con la financiación parcial de Don Domingo S.A, y las plantas producidas en el vivero de la empresa. Queremos agradecer también a la Fundación Elsa Shaw de Pearson, Ricardo Cañete, Rosalie Earnshaw y Douglas Earnshaw. A todos los estudiantes de Ingeniería Forestal y de la Licenciatura en Biología de la UNLP que colaboraron con nosotros.

## BIBLIOGRAFÍA

- Aronson, J., C. Floret, E. Le Floch, C. Ovalle y R. Pontanier. 1993. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi-arid lands. I. A view from the south. *Restoration Ecology* 1 (1): 8-17.
- Arturi, M. F. y J. F. Goya. 2004. Estructura, dinámica y manejo de los talares del NE de Buenos Aires. En: Arturi M. F., J. L. Frangi y J. F. Goya (Eds.). *Ecología y manejo de los bosques de Argentina*. Capítulo 10, Pp. 1-23. Publicación multimedia. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata. La Plata.
- Arturi, M. F., C. A. Pérez, M. Horlent, J. F. Goya y S. Torres Robles. 2006. El manejo de los talares de Magdalena y Punta Indio como estrategia para su conservación. En: Mérida E. y J. Athor (Eds.). *Talares bonaerenses y su conservación*. Pp. 37-45. Fundación de Historia Natural Félix de Azara. Buenos Aires.
- Arturi, M. F., M. Pérez Meroni, C. Paleo y R. Herrera. 2009. Lineamientos para una zonificación del Parque Costero del Sur basada en la relación del paisaje con la cultura. En: Athor, J. (Ed.). *Parque Costero del Sur. Naturaleza, Conservación y Patrimonio Cultural*. Pp. 18-36. Fundación de Historia Natural Félix de Azara. Buenos Aires.
- Atencia, M. E. 2013. INTI – CITEMA. Disponible en: [http://www.inti.gov.ar/maderaymuebles/pdf/densidad\\_comun.pdf](http://www.inti.gov.ar/maderaymuebles/pdf/densidad_comun.pdf)
- Athor, J. (Ed.). 2009. *Parque Costero del Sur. Naturaleza, Conservación y Patrimonio Cultural*. Fundación de Historia Natural Félix de Azara. Buenos Aires.
- Azcona, M. 2018. Evaluación de técnicas de rehabilitación de áreas degradadas en los talares de Magdalena y Punta Indio. Trabajo Final de Grado, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, La Plata. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/69128>.
- Chirino, E., A. Vilagrosa, E. I. Hernández, A. Matos y V. R. Vallejo. 2008. Effects of a deep container on morpho-functional characteristics and root colonization in *Quercus suber* L. seedlings for reforestation in Mediterranean climate. *Forest Ecology and Management*, 256 (4): 779-785.
- COFEMA. 2012. Pautas para la consideración, identificación y mapeo de los Bosques Nativos en el Ordenamiento Territorial. Resolución 230/12. Consejo Federal de Medio Ambiente, Ministerio de Ambiente y Desarrollo de la Nación, Buenos Aires.
- Franco, M. G., M. C. Plaza Behr, M. Medina, C. A. Pérez, I. A. Mundo, J. M. Cellini y M. F. Arturi. 2018. Talares del NE bonaerense con presencia de *Ligustrum lucidum*: Cambios en la estructura y la dinámica del bosque. *Ecología Austral*, 28 (3): 502-512.

- Frioni, L., R. Dodera, D. Malatés y I. Irigoyen. 1998. An assessment of nitrogen fixation capability of leguminous trees in Uruguay. *Applied Soil Ecology*, 7 (3): 271-279.
- García Cortés, M., C. A. Pérez, M. Presutti y M. F. Arturi. 2009. Cambios en la superficie boscosa y biomasa forrajera en los talares de Magdalena y Punta Indio. En: Athor J. (Ed.). Parque Costero del Sur. Naturaleza, conservación y patrimonio cultural. Pp. 92-103. Fundación de Historia Natural Félix de Azara. Buenos Aires.
- Kattge, J., S. Díaz, S. Lavorel, I. C. Prentice, P. Leadley, G. Bönnisch, E. Garnier, M. Westoby, P. B. Reich, I. J. Wright, J. H. C. Cornelissen y C. Wirth. 2011. TRY – a global database of plant traits. *Global Change Biology*, 17: 2905–2935
- Lavorel, S. & E. Garnier. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional ecology*, 16 (5): 545-556.
- Ley 26331. 2007. Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos. Senado y Cámara de Diputados de la Nación Argentina.
- Ley 14888. 2018. Ley de Protección de los Bosques Nativos de la Provincia De Buenos Aires. Senado y Cámara de Diputados de la Provincia de Buenos Aires.
- Merida, E. y J. Athor. (Eds.). 2006. Talares bonaerenses y su conservación. Fundación de Historia Natural Félix de Azara. Buenos Aires.
- Mónaco, M. H., P. L. Peri, F. A. Medina, H. P. Colomb, V. A. Rosales, F. Berón y G. Gómez Campero. 2020. Causas e impactos de la deforestación de los bosques nativos de Argentina y propuestas de desarrollo alternativas. [https://repositoriosdigitales.mincyt.gov.ar/vufind/Record/INTADig\\_7eb4888d86430c9fdc05f4326bc83520](https://repositoriosdigitales.mincyt.gov.ar/vufind/Record/INTADig_7eb4888d86430c9fdc05f4326bc83520)
- Muñoz J., P. Ross y P. Cracco. 1993. Flora indígena del Uruguay: árboles y arbustos ornamentales. Hemisferio Sur. Buenos Aires.
- Plaza Behr, M. C., C. A. Pérez, J. F. Goya, M. Azcona y M. F. Arturi. 2016. Plantación de *Celtis ehrenbergiana* como técnica de recuperación de bosques invadidos por *Ligustrum lucidum* en los talares del NE de Buenos Aires. *Ecología austral*, 26(2): 171-177.
- Plaza Behr, M. C., C. A. Pérez, J. F. Goya y M. F. Arturi. 2021. Supervivencia y crecimiento de *Celtis tala* Gillies ex Planch en la rehabilitación ecológica de canteras de conchilla abandonadas. *Ecología Austral*, 31: 251-260.
- Poorter, L. y L. Markesteijn. 2008. Seedling traits determine drought tolerance of tropical tree species. *Biotropica*, 40: 321-331.
- Rodriguez, H. G., R. Maiti, A. Kumari y N. C. Sarkar. 2016. Variability in wood density and wood fiber characterization of woody species and their possible utility in northeastern Mexico. *American Journal of Plant Sciences*, 7 (7): 1139. <https://www.scirp.org/journal/paperinformation.aspx?paperid=66728>
- Sánchez Acosta F. 2020. Evaluación de diferentes alternativas en la producción de Tala (*Celtis ehrenbergiana*) en vivero, para su utilización en la restauración de bosques impactados por la extracción de conchillas en el partido de Castelli, Buenos Aires. Trabajo Final de Grado, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, La Plata.
- Schrohn H. C. 2019. Plantaciones de especies nativas para la rehabilitación de canteras de conchilla en Castelli, Provincia de Buenos Aires. Trabajo Final de Grado, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, La Plata.
- Thompson, I. D., M. R. Guariguata, K. Okabe, C. Bahamondez, R. Nasi, V. Heymell y C. Sabogal. 2013. An operational framework for defining and monitoring forest degradation. *Ecology and Society* 18 (2): 20. [http://www.academia.edu/download/32016911/ES-2012-5443\\_2\).pdf](http://www.academia.edu/download/32016911/ES-2012-5443_2).pdf)
- Tropek, R., T. Kadlec, P. Karesova, L. Spitzer, P. Kocarek, I. Malenovsky, P. Banar, I. H. Tuf, M. Hejda y M. Konvicka. 2010. Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology*, 47: 139-147.
- Zanne, A. E., G. Lopez-Gonzalez, D. A. Coomes, J. Ilic, S. Jansen, S. L. Lewis, R. B. Miller, N. G. Swenson, M. C. Wiemann & J. Chave. 2009. Global wood density database. Dryad. Identifier: <http://hdl.handle.net/10255/dryad.235>.