




PLANTACIÓN CON *OCHETOPHILA TRINERVIS* (RHAMNACEAE) EN RIBERAS DEL NOROESTE PATAGÓNICO INVADIDAS POR *SALIX FRAGILIS* (SALICACEAE)

PLANTATION WITH *OCHETOPHILA TRINERVIS* (RHAMNACEAE) IN NORTHWESTERN PATAGONIAN STREAMBANKS INVADDED BY *SALIX FRAGILIS* (SALICACEAE)

Laura C. Santoni^{1,2*} , Eugenia E. Chaia¹  & Miriam E. Gobbi¹ 


1. Departamento de Biología General, Centro Regional Universitario Bariloche, Universidad Nacional del Comahue-INIBIOMA, San Carlos de Bariloche, Argentina
2. Centro Regional de Geomática, Facultad de Ciencia y Tecnología, Universidad Autónoma de Entre Ríos, (CeReGeo-FCyT-UADER/ CONICET), Oro Verde, Argentina

*lauracsantoni@gmail.com

Citar este artículo

SANTONI, L. C., E. E. CHAIA & M. E. GOBBI. 2024. Plantación con *Ochetophila trinervis* (Rhamnaceae) en riberas del noroeste patagónico invadidas por *Salix fragilis* (Salicaceae). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 59(4): 1-17. Versión en línea.

DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v59.n4.45128>

Recibido: 12 May 2024
Aceptado: 23 Ago 2024
Publicado en línea: 10 Dic 2024
Publicado impreso: 31 Dic 2024
Editora: D. Alejandra Lambare 

ISSN versión impresa 0373-580X
ISSN versión on-line 1851-2372

SUMMARY

Background and aims: *Salix fragilis* is a non-native invasive tree that causes alterations in Patagonian streambanks. The revegetation with native species may favor the recovery of biodiversity, it is therefore necessary to find a species capable of coexisting with this disturbance. The native shrub *Ochetophila trinervis* might be an option, because saplings can be produced in nurseries, plants have a high resprout capacity and roots are associated with symbiotic nitrogen-fixing actinobacteria; qualities that make the species resilient in altered environments. The aim of this work was to analyze the plantation success with *O. trinervis* plants in streambanks invaded by *S. fragilis*.

M&M: The establishment of *O. trinervis* saplings was studied for two years in the field, in three patches under different riparian vegetation conditions: native shrubs, *S. fragilis* with intervention (with thinning and pruning), and *S. fragilis* without intervention.

Results: The survival of *O. trinervis* was close to 90% one month after planting, then it decreased to 40% in the second summer in both conditions with *S. fragilis* and to 10% in that of native shrubs. The diameter of the neck (DAC) relative to pre-planting was four times greater in the intervened *S. fragilis* patch than in the native shrubland, in the first summer. The dry weight of leaves and roots was also greater in these patches. The diameter of the neck and the height of the plants were related to field survival, and both the ecophysiological indicators and aspects of nodulation presented different relationships.

Conclusions: The invaded streambanks with *S. fragilis* were favorable for the establishment of *O. trinervis*, so revegetation of invaded patches might be possible to manage this problem.

KEY WORDS

Actinorrhizal plant, management of non-natives, plant conservation, plant quality, restoration.

RESUMEN

Introducción y objetivos: *Salix fragilis* es un árbol no nativo invasor que altera riberas patagónicas. La revegetación con nativas podría favorecer la recuperación de biodiversidad, pero requiere una especie capaz de convivir con la invasora. El arbusto nativo *Ochetophila trinervis* puede producirse en viveros, posee buena capacidad de rebrote y crece en simbiosis con actinobacterias fijadoras de nitrógeno, lo que lo hace tolerante a entornos modificados. El objetivo de este trabajo fue analizar el éxito de una plantación de *O. trinervis* en riberas invadidas por *S. fragilis*.

M&M: Se estudió el establecimiento de plantas de *O. trinervis* durante dos años a campo, en tres tipos de parche ribereños: arbustos nativos, *S. fragilis* con intervención (poda y raleo), y *S. fragilis* sin intervención.

Resultados: La supervivencia general de *O. trinervis* fue del 90% al mes de plantación, decreciendo al 40% en ambos parches de *S. fragilis* y 10% en el de arbustos nativos, al segundo verano. El diámetro a la altura del cuello (DAC) relativo a la pre-plantación fue cuatro veces mayor en el parche de *S. fragilis* intervenido que en el arbustal nativo, al primer verano. El peso seco de hojas y raíces también fue mayor en estos parches. El DAC y la altura de los plantines se relacionaron positivamente con la supervivencia, pero los indicadores ecofisiológicos y de nodulación, presentaron diferentes relaciones.

Conclusiones: Las riberas invadidas por *S. fragilis* resultaron favorables para el establecimiento de *O. trinervis*, por lo que sería factible su plantación a fines de revegetar parches invadidos.

PALABRAS CLAVE

Calidad de planta, conservación vegetal, manejo de no nativas, planta actinorrhizal, restauración.

INTRODUCCIÓN

Las invasiones biológicas representan una de las amenazas más extendidas y de mayor impacto sobre la biodiversidad, conservación y capacidad de los ecosistemas de desarrollar funciones y brindar servicios, produciendo importantes costos ambientales y socioeconómicos. Los registros sobre especies no nativas invasoras han aumentado un 40% desde 1980 (IPBES, 2019), y se considera que han colaborado con el 60% de las extinciones mundiales registradas y causado en forma exclusiva el 16%. Además, se estima un costo económico global que supera los 423 millones de dólares anuales en 2019, solo considerando datos publicados y confiables (IPBES, 2023). En Sudamérica, existen numerosos estudios sobre invasiones biológicas. Aunque no se sabe el número exacto de especies de plantas no nativas invasoras, en Argentina se listan 412 (Res. 109/2021 del MAgDS). Se la considera una problemática muy extendida que requiere estudios y acciones de prevención y gestión para minimizar sus efectos adversos (Zenni *et al.*, 2022).

Varios géneros pertenecientes a la familia Salicaceae están incluidos entre las principales plantas invasoras en diversos lugares del mundo, en particular en los ambientes ribereños de Sudamérica (Lewerentz *et al.*, 2019). En el noroeste de la Patagonia argentina, se registra una notable expansión de *Salix fragilis* L., “sauce” (Sanguinetti *et al.*, 2014), especie leñosa caducifolia de esta familia, de origen eurásico, introducida con fines forestales y ornamentales (Delucchi, 2021; Yansen & Bignazoli, 2022). Se la considera invasora y potencialmente problemática (Yansen & Bignazoli, 2022), figurando en el listado oficial de Argentina como de control obligatorio (Res. 109/2021 del MAgDS). Es capaz de ocupar espacios con o sin vegetación pre-existente, crecer más rápido que muchas especies nativas y poseer una mayor tolerancia ambiental a las condiciones de ribera (Lewerentz *et al.*, 2019), debido a características como tallos flexibles y capacidad de resistir largos periodos de anegamiento (Datri *et al.*, 2013, 2015). Además, posee reproducción vegetativa y se dispersa eficientemente: sus ramas se quiebran con facilidad, son transportadas por los cursos de agua y producen raíces al encallar (Budde *et al.*, 2011), generando un patrón de invasión dirigido aguas abajo (Thomas & Leyer, 2014).

En ambientes ribereños de la Patagonia se han registrado numerosos impactos asociados a la presencia de *S. fragilis*, como la alteración de los ciclos hídricos y de nutrientes, el desplazamiento y la dilución genética de la especie nativa *S. humboldtiana* Willd. (Bozzi *et al.*, 2015; Thomas *et al.*, 2015; Orellana *et al.*, 2022), la competencia con especies nativas (Datri *et al.*, 2015, 2017) y el cambio en la composición de las comunidades de invertebrados que habitan los arroyos (Serra *et al.*, 2013). Además, se observa una disminución de áreas para el desarrollo de actividades recreativas, como la navegación deportiva y la pesca, dada la dificultad y los riesgos que generan los sauzales para acceder y circular por las costas en forma segura.

La gran expansión de esta especie sobre los ecosistemas ribereños del NO de Patagonia requiere manejo, atendiendo a su conservación, uso recreativo y turístico. Dada la notoria reproducción vegetativa de *S. fragilis*, la restauración pasiva no es una opción recomendable (Holmes *et al.*, 2020). La revegetación con especies nativas, podría ser una opción de bajo costo y riesgo socioambiental (Datri *et al.*, 2013; Thomas *et al.*, 2014), ya que el incremento en cobertura y diversidad de las especies nativas podría contribuir con el control de la expansión de las invasoras al aumentar la competencia y generar condiciones propicias para el re-establecimiento de flora y fauna nativas (Natale *et al.*, 2014), promoviendo la recuperación de procesos propios del ecosistema.

La revegetación con especies nativas implica una toma de decisiones con respecto a los tiempos y modos de intervención (siembra o plantación), y puede realizarse simultáneamente con la remoción total o parcial de las especies no nativas invasoras (de Paz *et al.*, 2019). La selección de la o las especies nativas adecuadas es fundamental, ya que deben poder instalarse, sobrevivir, desarrollarse, reproducirse y establecer interacciones con otros componentes del ecosistema en un ambiente modificado (Vallejo *et al.*, 2007). *Ochetophila trinervis* (Gillies ex Hook. & Arn.) Poepp. ex Endl., “chacay” (Kellermann *et al.*, 2005), perteneciente a Rhamnaceae, es una especie nativa de Argentina y Chile frecuente en ambientes ribereños del NO de Patagonia, con atributos que facilitarían su establecimiento, y por los tanto su uso en restauración ecológica (Chaia & Myrold, 2010;

Reyes *et al.*, 2011, 2018; Álvarez *et al.*, 2022).

Ochetophila trinervis crece en forma de arbusto o árbol de 2 a 3 m de altura (Tortosa, 1983a, b; Tortosa *et al.*, 1996), produce una elevada cantidad de semillas de fácil cosecha, con altas tasas de germinación y supervivencia de plántulas en vivero (Reyes *et al.*, 2011). Además, sus raíces se asocian con actinobacterias fijadoras de nitrógeno atmosférico del género *Frankia*, formando una simbiosis actinorrízica (Tortosa, 1983a), lo que colabora con la obtención de este nutriente (Chaia & Myrold, 2010).

A pesar de su buena capacidad germinativa y su presencia en el banco de semillas, existe un bajo reclutamiento de *O. trinervis* a campo. Esto se ha explicado por la reducción de la viabilidad y condiciones desfavorables para la germinación (Reyes *et al.*, 2011). En esta línea, también se comprobó que la herbivoría no es una limitante del reclutamiento, dada su capacidad de rebrote (Reyes *et al.*, 2018). Aunque su regeneración natural no se comprendan totalmente, *O. trinervis* reúne atributos deseables en proyectos de restauración. No se puede proponer una restauración por siembra debido a estos obstáculos, pero se puede producir en vivero y evaluar una plantación de *O. trinervis* en diferentes ambientes.

Es común encontrar *O. trinervis* en ambientes anegados de matorrales abiertos, donde conforma pequeños bosques en galería asociados a cursos de agua (León *et al.*, 1998). *Salix fragilis* es una especie que origina modificaciones importantes en estos ambientes, por lo que ha sido catalogada como “invasora transformadora” (Delucchi, 2021) y generadora de “neo-ecosistemas riparios” (Datri *et al.*, 2016). Esta invasora podría cambiar características a nivel micrositio, en particular la disponibilidad de luz y humedad del suelo, e influir en el desarrollo otras especies.

Según las características de los ambientes donde se desarrolla naturalmente, *O. trinervis* crece en condiciones de gran disponibilidad de luz y humedad de suelo. Por esto, se trabajará la hipótesis de que la presencia y manejo de *S. fragilis* influirán en la supervivencia y crecimiento de juveniles de *O. trinervis*, favoreciéndolos en ambientes con mayor disponibilidad de luz (matorrales abiertos de referencia) y/o humedad (bosques cerrados de *S. fragilis*), e induciendo respuestas fisiológicas de adaptación a estas variables, como mayor contenido

de clorofila en ambientes sombreados, y mayor área foliar en ambientes húmedos.

El objetivo de este trabajo fue estudiar el establecimiento de ejemplares de *O. trinervis* plantados en parches de riberas invadidas por *S. fragilis* con intervención (poda y raleo) o sin ella, en el Parque Nacional Nahuel Huapi para evaluar su potencial utilización en proyectos de restauración e identificar criterios para mejorar el éxito de una plantación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Este estudio se realizó en las riberas de los arroyos Chacabuco y Newbery, a 14 Km de la naciente del río Limay, en un área del Parque Nacional Nahuel Huapi (PNNH), localizado al sur de la provincia de Neuquén (Fig. 1). En esa zona del parque se permiten actividades extractivas reguladas como forestación y ganadería (Martin & Chehébar, 2001). Los sitios de plantación se localizaron en la Estancia Fortín Chacabuco, que desde el año 2016 pertenece a la organización no gubernamental The Nature Conservancy, y tiene como misión la promoción de prácticas productivas sustentables.

El clima de la zona es templado a templado-frío, con notable influencia de vientos del oeste, temperatura media anual entre 6 y 8 °C (Paruelo *et al.*, 1998) y precipitación media anual de 530 mm (AIC, 2017). Las condiciones climáticas durante el periodo de estudio no presentaron variaciones respecto las fuentes citadas (SMN, 2022).

El área de estudio pertenece a la Provincia Fitogeográfica Patagónica, Distrito Subandino, clasificada como estepa gramínea de *Festuca pallescens* (St.-Yves) Parodi (“coirón blanco”), con elementos de la Provincia Subantártica, de los bosques caducifolios de *Nothofagus* spp. y de la selva pluvial templada (Bosques Andino-Patagónicos) (Oyarzabal *et al.*, 2018). Es característica la presencia de una estepa arbustivo-gramínea, con predominio de especies nativas como *Azorella prolifera* (Cav.) G.M. Plunkett & A.N. Nicolas (anteriormente *Mulinum spinosum* (Cav.) Pers.; “neneo”) y *Festuca* spp. (“coirones”), y matorral abierto de arbustos como *Berberis microphylla* G. Forst. (“calafate”) y no nativas invasoras como

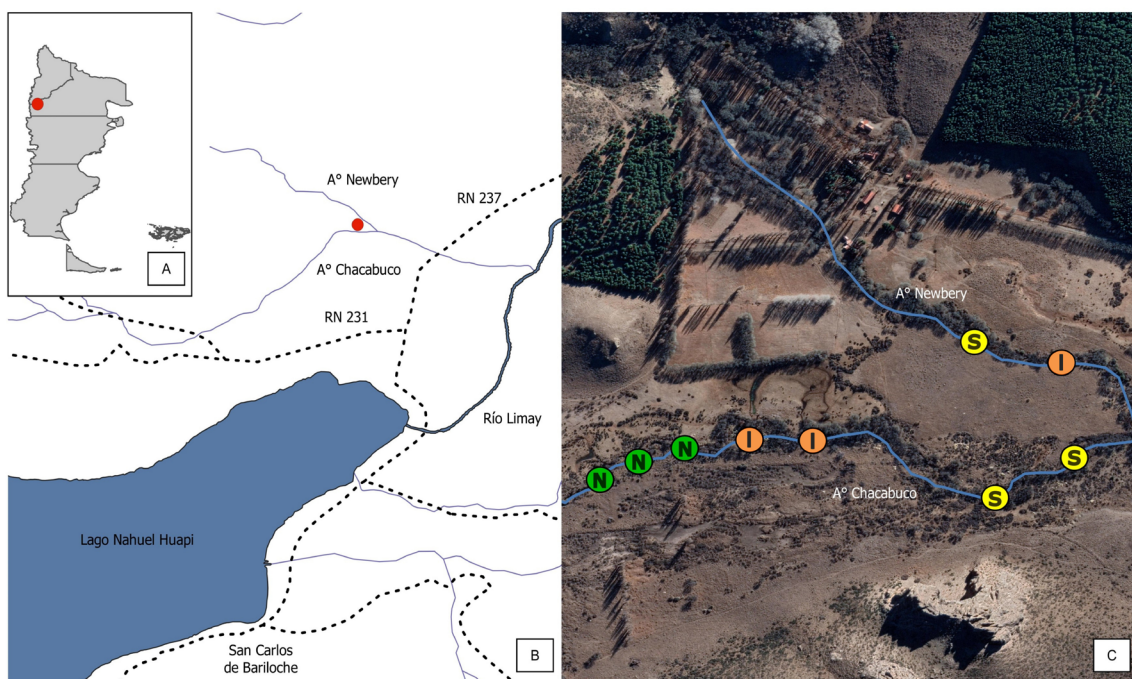


Fig. 1. Ubicación de los sitios donde se plantaron ejemplares de *Ochetophila trinervis* (“chacay”). **A:** Localización del Parque Nacional Nahuel Huapi en la Patagonia argentina. **B:** Localización de los arroyos Chacabuco y Newbery, con riberas invadidas por *Salix fragilis* (“sauce”) y rutas de acceso. **C:** Imagen satelital de los arroyos Chacabuco y Newbery, con los nueve sitios de plantación. Abreviaturas= N: parche con vegetación arbustiva nativa; I: parche con *Salix fragilis* intervenido (poda y raleo); y S: parche con *Salix fragilis* sin intervenir. Fuente: elaboración propia a partir de capas vectoriales suministradas por el Instituto Geográfico Nacional y Google Satellite.

Rosa rubiginosa L. (“rosa mosqueta”) (León *et al.*, 1998). En ambientes anegados, es común la formación de matorrales o bosques en galería con presencia de *O. trinervis*, que comúnmente son reemplazados por *Salix* spp. (Tortosa, 1983a; León *et al.*, 1998) como se observa en parches de las riberas de los arroyos Chacabuco y Newbery.

Diseño experimental y recolección de datos

La plantación con *O. trinervis* se realizó en tres tipos de parche de vegetación: 1) arbustos nativos (N), con presencia de *O. trinervis* y ausencia de *S. fragilis*, sin cobertura arbórea, considerado como el ambiente de referencia (altura máxima del matorral: 2 m); 2) *S. fragilis* con intervención forestal (I) realizada con podas y raleos, dejando un 50% de cobertura (altura máxima del dosel es de 3-4 m); y 3) *S. fragilis* de dosel cerrado o sin intervenir (S), con cobertura cercana al 100% (altura del dosel

de 4-5 m) (Fig. 2). En cada uno de estos tres tipos de parches, se seleccionaron aleatoriamente tres sitios para efectuar las plantaciones, separados entre sí por una distancia mayor a 200 m (Fig. 1, Tabla 1). En cada sitio se delimitó un área de ribera de 50 m de longitud por 10 a 20 m de ancho, respetando el ancho del bosque asociado a ese tramo del arroyo. Cada sitio se consideró una “isla” de nucleación, una técnica usual en la restauración de bosques (Hulvey *et al.*, 2017; Rojas-Botero *et al.*, 2020).

Se utilizaron 310 plantines de *O. trinervis* de dos años de edad, producidos en las prácticas de la Tecnicatura en Viveros de la Universidad Nacional de Río Negro (UNRN), a partir de semillas recolectadas de 20 individuos adultos de 2-3 m de altura, en riberas del río Ñireco (zona centro-este de la cuenca del Lago Nahuel Huapi) en marzo de 2012 y 2013. Las semillas fueron tratadas con choque térmico y luego con estratificación fría

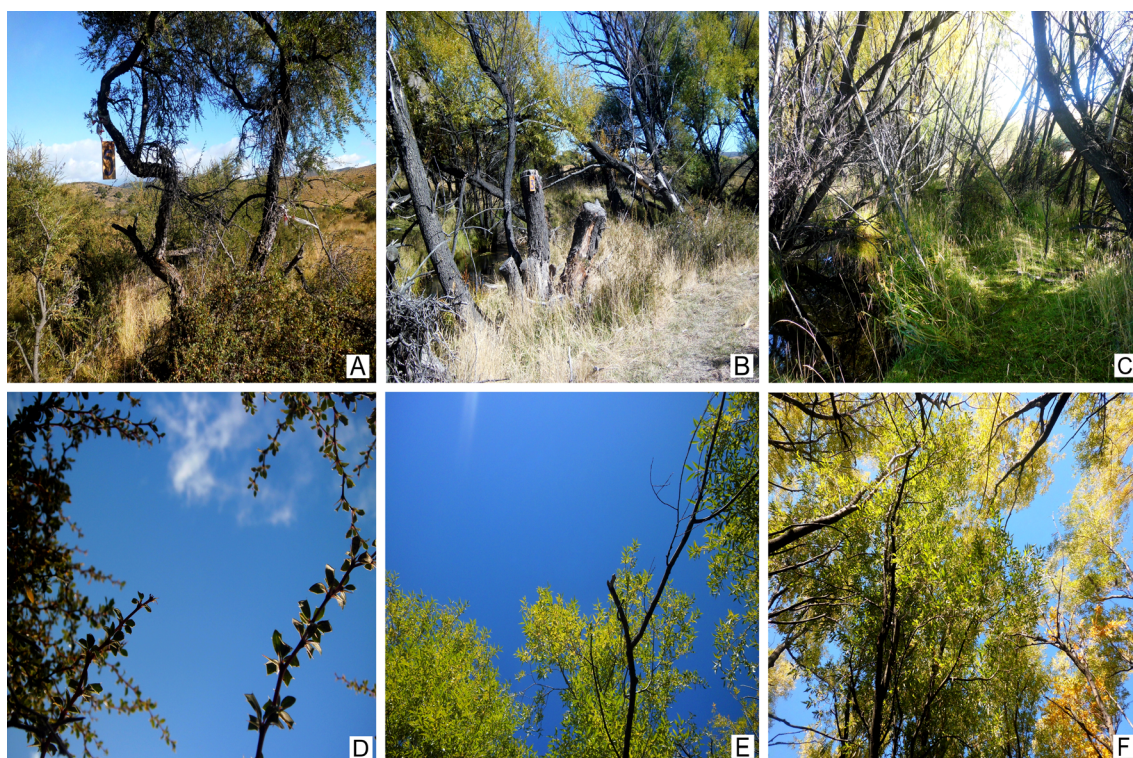


Fig. 2. Fotos ilustrativas del aspecto general (A, B, C) y dosel (D, E, F) de la vegetación ribereña en los tres tipos de parche donde se plantó *Ochetophila trinervis*. **A y D:** parche con vegetación arbustiva nativa. **B y E:** parche con *Salix fragilis* intervenido (poda y raleo), **C y F:** parche con *Salix fragilis* sin intervenir.

y húmeda durante quince días, logrando un poder germinativo cercano al 85% (Alzogaray, 2018). Las plantas cultivadas en vivero, fueron rotuladas y caracterizadas con el diámetro a la altura de cuello (DAC) y la altura, un mes antes de la plantación (pre-plantación).

A mediados de la primavera de 2015 (noviembre), se plantaron entre 32 y 37 plantas en cada uno de los tres sitios de cada tipo de parche (101 ejemplares en el tipo de parche N, 103 en el I y 106 en el S). Cada ejemplar fue plantado debajo de arbustos espinosos (parche N) o en cercanía de algún otro arbusto o ramas o troncos, que pudieran camuflar su presencia (parches I y S). La plantación se realizó con la participación de estudiantes y docentes de la Tecnicatura en Viveros de la UNRN.

La plantación fue monitoreada a lo largo de dos estaciones de crecimiento, en cuatro momentos diferentes, luego de: 1) un mes (post-plantación); 2) cinco meses, luego de la primera estación de

crecimiento (post-verano 1); 3) diez meses, luego del primer invierno (post-invierno); y 4) diecisiete meses, luego de la segunda estación de crecimiento (post-verano 2).

Se evaluaron características del desarrollo temprano a campo, condiciones relevantes para el uso de especies nativas leñosas en proyectos de restauración ecológica (Vilagrosa *et al.*, 2005; Rovere *et al.*, 2014). La supervivencia y el crecimiento se relacionan con atributos morfológicos (como el diámetro del cuello de la raíz, la altura de la parte aérea, la masa aérea y radical) y fisiológicos (como la concentración de clorofilas) que fueron medidos (Villar Salvador, 2003; Cortina *et al.*, 2006; Ureta Leones *et al.*, 2018; Martínez Calderón *et al.*, 2020).

Se registraron las siguientes variables: supervivencia, diámetro a la altura del cuello (DAC) y altura de las plantas vivas, índice de contenido de clorofila (ICC) y el área foliar específica (AFE)

Tabla 1. Tipos de parche con vegetación ribereña, ubicación y caracterización de los sitios de plantación con *Ochetophila trinervis* en el Parque Nacional Nahuel Huapi. ¹Se omite mencionar a *Salix fragilis* en los parches invadidos.

Tipo de parche	Sitio	Localización	Especies o familias dominantes ¹	
Arbustos nativos (sitios de referencia) (N)	1	41° 00' 33" S 71° 10' 8" O Arroyo Chacabuco	<i>Festuca</i> spp. ("coirón") <i>Senecio</i> spp. ("senecio") <i>Berberis microphylla</i> G. Forst. ("calafate") <i>Ochetophila trinervis</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) Poepp. ex Endl. ("chacay") <i>Nothofagus antarctica</i> (G. Forst.) Oerst. ("ñire")	
		2	41° 00' 33" S 71° 10' 11" O Arroyo Chacabuco	<i>Nothofagus antarctica</i> ("ñire") <i>Ochetophila trinervis</i> ("chacay") <i>Berberis microphylla</i> ("calafate") <i>Escallonia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Pers. ("chapel")
			3	41° 00' 36" S 71° 10' 16" O Arroyo Chacabuco
<i>Salix fragilis</i> intervenido (I)	4	41° 00' 30" S 71° 10' 2" O Arroyo Chacabuco		<i>Nothofagus antarctica</i> ("ñire") <i>Rosa rubiginosa</i> L. ("rosa mosqueta") <i>Berberis microphylla</i> ("calafate")
		5	41° 00' 31" S 71° 10' 1" O Arroyo Chacabuco	<i>Escallonia virgata</i> ("chapel") <i>Cortaderia</i> sp. ("cortadera") <i>Ribes</i> sp. <i>Nothofagus antarctica</i> ("ñire") <i>Berberis microphylla</i> ("calafate")
	6		41° 00' 27" S 71° 09' 41" O Arroyo Newbery	Asteráceas <i>Berberis microphylla</i> ("calafate") <i>Diostea juncea</i> (Gillies & Hook. ex Hook.) Miers ("retamo")
<i>Salix fragilis</i> sin intervenir (S)	7	41° 00' 35" S 71° 09' 43" O Arroyo Chacabuco	<i>Cortaderia</i> sp. ("cortadera") <i>Rosa rubiginosa</i> ("rosa mosqueta") <i>Nothofagus antarctica</i> ("ñire") <i>Ribes</i> sp. ("parrilla") <i>Discaria chacaye</i> (G. Don) Tortosa ("chacay de la coridllera") <i>Berberis microphylla</i> ("calafate")	
		8	41° 00' 34" S 71° 09' 40" O Arroyo Chacabuco	<i>Diostea juncea</i> ("retamo") <i>Nothofagus antarctica</i> ("ñire") <i>Cortaderia</i> sp. ("cortadera") <i>Festuca</i> sp. ("coirón") <i>Rosa rubiginosa</i> ("rosa mosqueta") <i>Schinus molle</i> L. ("molle") <i>Berberis microphylla</i> ("calafate") <i>Myoschilos oblongum</i> ("codocoipo")
	9		41° 00' 26" S 71° 09' 45" O Arroyo Newbery	Gramíneas Juncáceas Cyperáceas

(Tabla 2). El crecimiento de la primera temporada se evaluó en forma relativa a la pre-plantación (DAC relativo = diferencia entre DAC post-verano 1 y DAC pre-plantación/DAC pre-plantación, y de igual forma para la altura).

Estas variables se registraron en cada planta, realizando un seguimiento individual, a excepción del ICC y el AFE, que por ser un método destructivo, se estimó considerando los valores obtenidos para plantas elegidas aleatoriamente en cada sitio. El ICC se midió con un equipo “CLOROFILIO” (Cavadevices.com, Buenos Aires). En cada uno de los 9 sitios se eligieron al azar entre 4 y 5 plantas, de cada una de ellas se colectaron entre 5 y 7 hojas de los sectores intermedios de los tallos (para estandarizar edad similar de las hojas) (Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2013), y se efectuaron las mediciones en un punto por hoja. El número de plantas y hojas dependió del tamaño y del estado de las plantas, para evitar daños significativos. El AFE (cm²/g) se estimó utilizando las mismas hojas que se extrajeron para el ICC. El área de cada hoja se calculó con el software libre ImageJ (versión 1.5) y el peso seco se obtuvo luego de deshidratar las hojas en una estufa a 65 °C por 48 hs.

Para evaluar la relación entre el crecimiento y la nodulación se colectaron aleatoriamente individuos completos con sus raíces en tres momentos: a) en el

vivero, antes de la etapa de repique en junio de 2014 (vivero, n = 16); b) un mes antes de la plantación (pre-plantación, n = 10); y c) en el campo, luego de la primera estación de crecimiento (post-verano 1, n = 18, 6 por cada tipo de parche de vegetación). En dichos individuos se registraron: número y peso seco de hojas, número y peso seco de nódulos, longitud y peso seco de raíces, longitud y peso seco de tallos (Tabla 2).

Análisis de datos

Para evaluar posibles diferencias en la supervivencia de *O. trinervis* entre los tipos de parche, se utilizó el test de Kruskal-Wallis, considerando la supervivencia de cada sitio en cada tipo parche como una repetición (tres repeticiones por cada uno de los tres tipos de parche), y considerando diferentes periodos (por ejemplo: efecto del parche sobre la supervivencia del primer verano respecto de la pre-plantación, del segundo verano respecto del invierno, etc.).

El efecto del tipo de parche sobre los indicadores de crecimiento (DAC, altura) y sobre los índices ecofisiológicos (ICC y AFE) se analizaron con ANOVAs de un factor, y con el test de Tukey cuando se hallaron diferencias significativas. En los casos en los que no se verificó la normalidad de los datos, se utilizó test de Kruskal-Wallis. Se

Tabla 2. Variables utilizadas en el monitoreo de la plantación de *Ochetophila trinervis* en ambientes ribereños del Parque nacional Nahuel Huapi.

Variable	Descripción	Monitoreo
Supervivencia	Porcentaje promedio de plantas vivas (con hojas y/o tallos verdes o yemas) para cada tipo de parche	Post-plantación
		Post-verano 1
		Post-invierno
Diámetro a la altura del cuello (DAC)	Diámetro del cuello de la planta	Post-verano 2
		Pre-plantación
		Post-verano 1
Altura	Longitud de la rama más larga desde el cuello de la planta	Post-verano 2
		Pre-plantación
		Post-verano 1
Índice de concentración de clorofila (ICC)	Cociente entre el porcentaje de transmitancia en 940 nm y en 660 nm	Post-verano 1
Área foliar específica (AFE)	Cociente entre el área y peso seco de la hoja	Post-verano 1
Peso seco, longitud de tallos y raíces, número de hojas y nódulos	Medición y conteo en laboratorio	Vivero
		Pre-plantación
		Post-verano 1

consideró como una repetición el valor obtenido para cada planta (indicadores de crecimiento) o el promedio de los valores obtenidos para cada planta (índices ecofisiológicos).

La influencia del tamaño de la planta (DAC y altura), en el momento de pre-plantación sobre la supervivencia luego del primer verano a campo, se evaluó con ANOVA de dos factores, considerando el tipo de parche en el que se desarrollaron las plantas (N, I, S) y el estado de las plantas (vivas o muertas). Esto también se exploró mediante regresión logística binaria.

La relación entre nodulación (número o peso seco de los nódulos) y crecimiento de las plantas (peso seco de la parte aérea y de la subterránea), se analizó mediante correlación no paramétrica con el coeficiente de Spearman. Se efectuaron correlaciones con el total de plantas en forma conjunta, y en forma separada por tipo de parche.

Los datos fueron analizados con el paquete estadístico R Commander, excepto los tests de Kruskal-Wallis sobre supervivencia y los coeficientes de Spearman que se realizaron con Infostat.

RESULTADOS

Supervivencia de *Ochetophila trinervis*

Se observó una tendencia a una mayor supervivencia en los dos tipos de parche con *S. fragilis* respecto al de arbustos nativos. Al mes de la plantación (post-plantación), la supervivencia de las plantas fue cercana al 90% en los tres tipos de parche. Durante el primer año la supervivencia en ambos parches con *S. fragilis*, fue entre un 10 y 15% mayor que en el parche con vegetación nativa. Luego de la segunda estación de crecimiento (post-verano 2), se observó una supervivencia de 39% y 44% en parches con *S. fragilis* (intervenido y sin intervenir, respectivamente) y del 9% en el de arbustos nativos. La supervivencia está explicada por el DAC y por la altura ($p = 0,0034$ y $p = 0,00046$, respectivamente) y no por el tipo de parche. Sin embargo, hay un periodo en que la supervivencia sí se vio afectada por el tipo de parche: la supervivencia al segundo verano respecto del invierno previo, fue mayor en los parches con *S. fragilis* sin intervenir respecto del de arbustos nativos ($H = 5,76$; $p = 0,0321$) (Fig. 3).

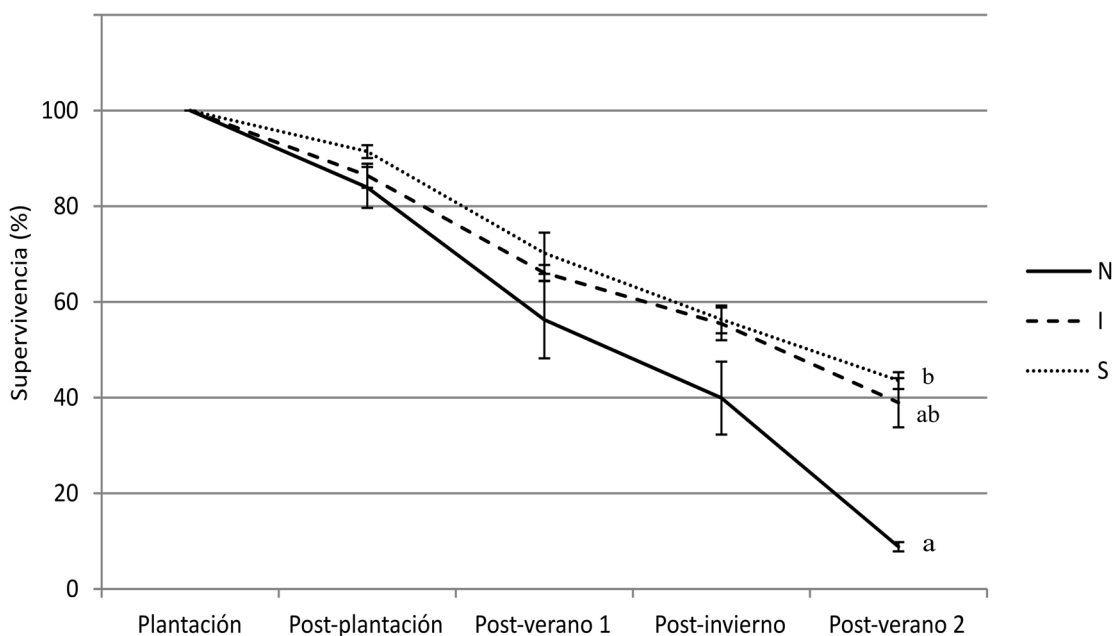


Fig. 3. Supervivencia en el tiempo de plantas de *Ochetophila trinervis* en riberas del Parque Nacional Nahuel Huapi, en tres tipos diferentes de parches. Las letras a y b indican diferencias significativas respecto del monitoreo anterior ($p < 0,05$). Abreviaturas= N: parche con vegetación arbustiva nativa; I: parche con *Salix fragilis* intervenido (poda y raleo); y S: parche con *Salix fragilis* sin intervenir.

Crecimiento de Ochetophila trinervis

El DAC medio de las plantas de *O. trinervis* llevadas al campo fue de 0,79 cm (DS = 0,24 cm) y la altura media de 28,78 cm (DS = 21 cm) (pre-plantación). Luego del primer verano, el crecimiento relativo medio del DAC fue cuatro veces mayor en riberas con *S. fragilis* intervenido respecto de las de sitios con arbustos nativos ($F = 4,437$; $p = 0,013$), mientras que la altura relativa media fue similar entre los distintos tipos de parche ($F = 2,054$; $p = 0,131$). Luego del segundo verano, no se registraron diferencias ($F = 0,741$; $p = 0,48$ para el DAC relativo medio y $F = 0,459$; $p = 0,633$ para la altura relativa media).

En promedio, el 63% del total de plantas vivas en el primer verano presentaron hojas recortadas, ramas en bisel y descalces, y además se registraron diferencias negativas entre la altura post-verano 1 respecto a la altura de vivero (pre-plantación) en los parches con *S. fragilis* intervenidos y sin intervenir (altura relativa media: -1,69 DS = 9,38 y -2,92 DS = 10,84 respectivamente), indicando herbivoría.

El tamaño inicial de las plantas tuvo un efecto positivo sobre la supervivencia al primer verano

(Fig. 4). Así, plantas con mayor DAC presentaron una mayor supervivencia al primer verano que aquellas con menor DAC, particularmente en el parche con vegetación nativa (Tipo de parche: $F = 5,2121$, $p = 0,006$; Viva/muerta: $F = 9,0624$, $p = 0,0028$; Interacción: $F = 4,4961$, $p = 0,012$); asimismo, las plantas con mayor altura tuvieron mayor supervivencia que las de menor altura, independientemente del tipo de parche considerado (Viva/muerta: $F = 11,8098$, $p = 0,0007$). Las medidas de vivero de las plantas vivas al post-verano 1 pueden verse en la Tabla 3.

El peso seco medio de hojas y de raíces fue mayor en las plantas de *O. trinervis* en sitios correspondientes al parche con *S. fragilis* intervenido ($H = 7,4035$, $p = 0,02468$ y $H = 7,4503$, $p = 0,02411$, respectivamente) (Tabla 3). Pero, por otra parte no se hallaron diferencias en: longitud de raíz y de tallo, número de hojas, peso seco de nódulos y de tallo.

El ICC fue mayor en los dos tipos de parches con *S. fragilis* ($F = 3,135$, $p = 0,0454$), y el AFE media resultó menor en las plantas de *O. trinervis* ubicadas en el parche con *S. fragilis* intervenido respecto a los otros parches ($F = 18,87$, $p = 0,00000155$) (Tabla 3).

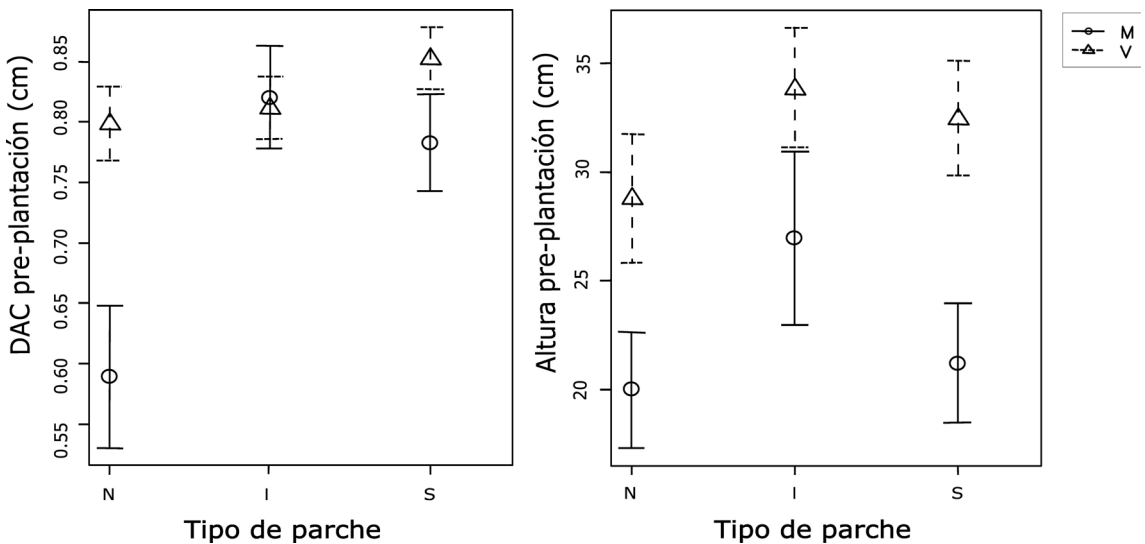


Fig. 4. Tamaño de vivero de las plantas de *Ochetophila trinervis* (pre-plantación) agrupadas según se encontraron muertas o vivas luego de la primera estación de crecimiento (post-verano 1) en los tres tipos de parche con vegetación ribereña. Abreviaturas= N: parche con vegetación arbustiva nativa; I: parche con *Salix fragilis* intervenido (poda y raleo); S: parche con *Salix fragilis* sin intervenir; V: vivas, M: muertas.

Tabla 3. Parámetros de crecimiento de las plantas de *Ochetophila trinervis* luego de la primera estación de crecimiento a campo (post-verano 1), en los tres tipos de parche. DAC (diámetro a la altura del cuello) y altura de las plantas vivas, producción de biomasa, ICC (índice de contenido de clorofila) y AFE (área foliar específica) de muestras. *diferencias significativas ($p < 0,05$).

	Arbustos nativos			<i>Salix fragilis</i> intervenido			<i>Salix fragilis</i> sin intervenir		
	Media	DS	n	Media	DS	n	Media	DS	n
DAC (cm) plantas vivas	0,8	0,22	54	0,81	0,21	64	0,85	0,21	68
Altura (cm) plantas vivas	28,75	21,62	54	33,81	22,13	64	32,44	21,93	68
Peso seco hojas (g)	0,25	0,32	6	1,12*	0,82	6	0,32	0,38	6
Peso seco raíz (g)	4,38	3,32	6	9,27*	5,34	6	2,79	1,18	6
ICC	4,95	5,06	14	5,27*	2,93	15	6,54*	4,29	15
AFE (cm ² /g)	115,56	24,35	14	71,45*	14,21	15	128,18	36,12	15

Nodulación de *Ochetophila trinervis*

Luego de la primera estación de crecimiento a campo (post-verano 1), el número de nódulos promedio por planta fue de 196, 263 y 108, mientras que el peso promedio fue de 0,39, 0,46 y 0,21 g para el parche con vegetación nativa, con *S. fragilis* intervenido y con *S. fragilis* sin intervenir, respectivamente. Las plantas presentaron correlaciones positivas entre algunas variables de crecimiento y el número y peso seco de nódulos presentes en el momento de la pre-plantación.

Se hallaron correlaciones positivas tanto para el número como para el peso seco de nódulos con el peso seco aéreo y subterráneo de las plantas, en los monitoreos de pre-plantación y plantación. Además, se registró una correlación positiva entre los pesos secos de nódulos y de parte subterránea de las plantas para el monitoreo post-verano 1 (Tabla 4, $p < 0,05$). El número de nódulos se correlacionó con la altura en el parche de arbustos nativos y con el DAC en el parche con *S. fragilis* intervenido (Tabla 5, $p < 0,05$).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La plantación con especies nativas es una de las prácticas más utilizadas en el país para recuperar áreas disturbadas, y su éxito puede ser evaluado, principalmente, a través de la supervivencia de las plantas al primer año (de Paz *et al.*, 2019). En este sentido, los resultados obtenidos muestran que las plantas de *O. trinervis* sobreviven y crecen más en parches invadidos por *S. fragilis* que en aquellos con vegetación arbustiva nativa, en particular en aquellos intervenidos con poda y raleo.

Diversos factores condicionan la supervivencia temprana de las plantas, entre ellos, el estrés post-plantación (Vallejo *et al.*, 2007), la calidad de las plantas producidas en vivero (Villar Salvador, 2003) y los ambientes de los micrositos de plantación. La supervivencia post-plantación de *O. trinervis* fue cercana al 90%, un valor elevado que puede indicar que la época, las plantas y las técnicas de plantación resultaron adecuadas. La

Tabla 4. Correlaciones entre peso y nodulación en plantas de *Ochetophila trinervis*, en tres momentos: pre-plantación (8 meses de edad, n = 16), plantación (2 años de edad, n = 10); y luego de la primera estación de crecimiento (post-verano 1) en condiciones de campo (2,5 años de edad, n = 18). Coeficientes de Spearman, *diferencias significativas con $p < 0,05$.

	Número de nódulos			Peso seco de nódulos		
	Pre-plantación	Plantación	Post-verano 1	Pre-plantación	Plantación	Post-verano 1
Peso seco aéreo de la planta	0,64*	0,79*	0,31	0,85*	0,67*	0,18
Peso seco subterráneo de la planta	0,53*	0,84*	0,46	0,74*	0,81*	0,57*

Tabla 5. Correlaciones entre peso y nodulación en plantas de *Ochetophila trinervis* en tres tipos de parche con vegetación ribereña, luego de la primera estación de crecimiento en condiciones de campo (post-verano 1). N: arbustos nativos (n = 14), I: *Salix fragilis* intervenido (n = 15), y S: *Salix fragilis* sin intervenir (n = 15). Coeficientes de Spearman, *diferencias significativas con $p < 0,05$.

	Número de nódulos			Peso seco de nódulos		
	N	I	S	N	I	S
Diámetro a la altura del cuello	0,43	0,94*	-0,49	0,26	0,43	0,09
Altura	1*	0,41	-0,26	0,14	-0,29	-0,54
Peso seco aéreo de la planta	0,6	0,77	-0,37	-0,03	0,09	-0,09
Peso seco subterráneo de la planta	0,2	0,77	0,09	0,43	0,26	0,54

supervivencia disminuyó a lo largo del tiempo, de forma más pronunciada luego de los veranos, y con mayor magnitud en el parche con vegetación nativa. Los valores de supervivencia al primer año rondaron el 60%, superando lo informado para otras experiencias en la zona (Rovere *et al.*, 2014) y en el país (de Paz *et al.*, 2019).

La calidad de planta, definida como la capacidad de sobrevivir y crecer en forma óptima en un ambiente determinado y cumplir los objetivos del plan de restauración (Villar Salvador, 2003), tiene relación con el tamaño de las plantas de vivero (Villar Salvador, 2003; Ramírez-Contreras & Rodríguez-Trejo, 2004). Los resultados obtenidos sugieren que para optimizar la supervivencia de *O. trinervis* al primer verano en estas condiciones ambientales, el DAC y la altura de las plantas de vivero deberían promediar valores superiores a los 0,8 cm y 32 cm, respectivamente.

Las condiciones ambientales en el micrositio son determinantes para la supervivencia de plantas jóvenes (Ramírez-Contreras & Rodríguez-Trejo, 2004; López *et al.*, 2021). Algunos de los factores más influyentes en ambientes similares son: las variables climáticas, la orientación, la cobertura, incidencia de luz, el efecto nodriza, la herbivoría (Caselli *et al.*, 2023), la calidad del suelo, y la competencia herbácea (Navarro *et al.*, 2006).

Salix fragilis origina modificaciones importantes que pueden afectar las condiciones en el micrositio. Puede contribuir a aumentar la humedad del suelo al disminuir la velocidad del agua como consecuencia de los endicamientos (Datri *et al.*, 2015), aumenta el aporte de hojarasca y de materia orgánica (Serra *et al.*, 2013) y disminuye la exposición directa a la

radiación y al viento gracias a la cobertura de su dosel (Datri *et al.*, 2013). Dado que la humedad es considerada un factor clave en el éxito de una plantación (de Paz *et al.*, 2019), la presencia de *S. fragilis* pudo haber favorecido el balance hídrico en los micrositios propiciando la supervivencia de *O. trinervis*.

Por otro lado, una plantación puede atraer herbívoros (de Paz *et al.*, 2019). En este estudio, la herbivoría fue un factor presente en todos los tipos de parche, aspecto que es deseable si se trata de herbívoros nativos, ya que la recuperación de fauna es uno de los objetivos de restauración de un ecosistema a largo plazo. Sin embargo, la herbivoría también es un factor que limita el crecimiento, la abundancia y la diversidad de plantas de los ecosistemas en las primeras etapas de un proceso de restauración, incluso más cuando se planta activamente; por lo que debe ser manejado en el tiempo (Xu *et al.*, 2023).

Ochetophila trinervis es reconocida como un recurso alimenticio de calidad para la fauna local (Gandullo *et al.*, 2016). Su simbiosis actinorríca genera un follaje de buena calidad (con alto contenido de nitrógeno) que es seleccionado por herbívoros de distintos tipos, tanto vertebrados como insectos (Reyes *et al.*, 2018; Chaia *et al.*, 2019). Además, su capacidad de rebrote le permite sobreponerse al estrés causado por la herbivoría (Reyes *et al.*, 2018). Se considera que un adecuado balance hídrico en las plantas, favorece mecanismos fisiológicos de respuesta (Cortina *et al.*, 2006), por lo que es posible que un mejor balance hídrico a nivel de micrositio en los sauzales explique la mayor supervivencia de *O. trinervis* frente a la herbivoría,

en comparación al parche con arbustos nativos.

Cuando la presión de herbivoría supera la capacidad de recuperación de las plantas, una de las técnicas de intervención más frecuentes es el uso de clausuras (de Paz *et al.*, 2019). La plantación se realizó sin clausuras (como fue sugerido por Reyes *et al.*, 2018) para evaluar la opción de menor costo, pero dada la presión de herbivoría sobre una gran proporción de las plantas vivas registradas luego del primer verano (en promedio un 63%, considerando los nueve sitios de plantación), la implementación de clausuras podría mejorar los niveles de supervivencia, ya que las plantas podrían destinar sus recursos al crecimiento y no a compensar los daños por defoliación.

Con respecto a los indicadores ecofisiológicos, las diferentes condiciones de luz y de humedad producen modificaciones en diferentes rasgos funcionales de las hojas, como la cantidad de estomas, nervaduras, y masa específica (Rodríguez-García *et al.*, 2020). Mayores valores de ICC son característicos de ambientes sombreados (Marquina & Uzcátegui-Varela, 2018), como se obtuvo para ambos parches de *S. fragilis*, en comparación al matorral abierto.

Los menores valores de AFE en *O. trinervis* bajo *S. fragilis* intervenido son comparables a los encontrados en otro estudio para la misma especie creciendo en matorrales abiertos cercanos a riberas (Chaia & Myrold, 2010), mientras que para zonas de dosel cerrado y de arbustos nativos en zonas semiáridas, los valores hallados fueron mayores. Las defoliaciones frecuentes e intensas pueden incrementar el AFE, ya que influyen sobre la tasa de asimilación de nutrientes (Varinia & Ferri, 2021). Sin embargo, las plantas de *O. trinervis* con signos de herbivoría, del parche con *S. fragilis* intervenido, presentaron una menor AFE y mayor supervivencia y crecimiento que en los otros parches. Sería interesante conocer si hojas de menor AFE son más resistentes a la herbivoría o son menos seleccionadas.

Un mayor contenido de clorofila y una mayor área foliar son características de especies de crecimiento rápido, con hojas poco densas y alta tasa de renovación de nutrientes (de la Riva *et al.*, 2014). La simbiosis de *O. trinervis* junto a la herbivoría y rebrote registrados, pueden haber afectado esta tasa y haber interferido con la observación de un patrón más claro. Sin embargo,

O. trinervis muestra una tendencia a una estrategia funcional adquisitiva, característica de especies de crecimiento rápido y alta tasa de renovación de recursos, competitiva en ambientes húmedos (de la Riva *et al.*, 2014).

Las correlaciones positivas entre la nodulación con *Frankia* y los parámetros de crecimiento de las plantas (Arancibia *et al.*, 2018), sugieren que la simbiosis favoreció el desarrollo vegetal durante su producción en vivero y durante la recuperación al estrés post-plantación. La ausencia de estas correlaciones luego de una estación de crecimiento a campo puede deberse a una alteración de la autorregulación de la nodulación en las plantas, debido a la defoliación por herbivoría, ya que la capacidad de fijación de nitrógeno se relaciona con la cantidad de fotosintatos que reciben las actinobacterias (Valverde & Wall, 2003; Huss-Danell, 2012). También se sabe que una excesiva humedad del suelo (anegamiento) puede restringir la nodulación de *O. trinervis* (Cardoso *et al.*, 2010), lo cual se observó ocasionalmente en el parche con *S. fragilis* sin intervenir. Sin embargo, se advierte cierta tendencia que relaciona el número de nódulos y la supervivencia de *O. trinervis*.

Por último, es importante incluir aspectos sociales en la evaluación del éxito de una restauración (de Paz *et al.*, 2019). Si bien esto no fue evaluado, se proponen algunas ideas a destacar en este marco. Primero, que las condiciones ambientales modificadas por la presencia de la especie no nativa resultaron propicias para el re-establecimiento de esta especie nativa, aportando al aumento de la biodiversidad y a la recuperación de la calidad natural del sitio, sin correr los riesgos socio-ambientales que implica erradicar las especies no nativas a corto plazo (controles químicos de gran potencial contaminante, o la extracción de árboles que altera bruscamente las características del suelo y el dosel, con alto riesgo de generar propágulos y favorecer la permanencia e invasión de nuevas áreas). Aquí se analizó el establecimiento de una especie nativa, pero es muy probable que se consigan mejores resultados competitivos con un conjunto de varias especies nativas (Schuster *et al.*, 2022). Segundo, el mayor crecimiento de *O. trinervis* bajo *S. fragilis* podados y raleados suma como ventaja la obtención de beneficios económicos de corto plazo, como la extracción de madera, que podría contribuir al sostenimiento de proyectos

de restauración (Gann & Lamb, 2006) o al menos resultar atractiva para los productores y propietarios locales. La profundización de aspectos económicos es recomendable, ya que ha sido identificada como una de las brechas más importantes en experiencias de restauración (Lázaro-González *et al.*, 2023). El raleo de parches, como parte de un plan de manejo de *S. fragilis*, es una práctica recomendada (Datri *et al.*, 2013), pero que debe implementarse con precaución, minimizando la dispersión de ramas de *S. fragilis* y maximizando las posibilidades de establecimiento de especies nativas, seleccionando sitios estratégicos para la conservación o el turismo.

Esta experiencia de campo permite identificar pautas a tener en cuenta para el éxito de plantaciones con *O. trinervis* con fines de restauración de riberas invadidas por *S. fragilis*. Aunque surgen aspectos ecológicos y ecofisiológicos a profundizar en estudios con variables controladas (condiciones de micrositio, AFE, nodulación, etc.), se presentan los primeros criterios de calidad de planta (derivados del tamaño de planta de vivero) y evolución de la plantación (supervivencia, crecimiento e índices ecofisiológicos) para *O. trinervis* en diferentes condiciones de campo con *S. fragilis*, información necesaria para la planificación del momento, técnicas y selección de plantas. Para mejorar la supervivencia de *O. trinervis* aquí obtenida, se recomienda utilizar plantas del tamaño adecuado (DAC y alturas superiores a 0,8 y 32 cm, respectivamente), implementar clausuras, y permitir un cuidadoso raleo y poda que disminuyan la cobertura de *S. fragilis* al 50% en parches estratégicos.

La mayor supervivencia de *O. trinervis* se registró en el parche de *S. fragilis* sin intervenir, mientras que el crecimiento fue mayor en *S. fragilis* intervenido con poda y raleo. La hipótesis inicial se acepta parcialmente: ambientes con mayor humedad pueden estar relacionados con la supervivencia, pero el crecimiento fue mayor en parches con un balance intermedio de luz y humedad. Por lo tanto, es mejor considerar ambientes intermedios, con un balance óptimo entre estos factores, más que su efecto individual. En cuanto a los indicadores ecofisiológicos, se concluye que *O. trinervis* posee una notable capacidad de adaptación al rango de condiciones estudiado, sugiriendo una estrategia funcional adquisitiva en ambientes que ofrecen luz y humedad en forma simultánea. Por último,

se destaca que influyeron más las condiciones de micrositio que las especies presentes, aún si se trata de una especie no nativa invasora.

Este estudio da cuenta de que *O. trinervis* puede sobrevivir y crecer tanto en su ambiente natural como en aquellos modificados por la presencia de la no nativa invasora *S. fragilis*, por lo que es factible incluir esta especie en la revegetación de áreas invadidas como parte de una estrategia de manejo y restauración de riberas en el noroeste de Patagonia.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Todas las autoras desarrollaron la idea y el trabajo de campo, siendo el trabajo final de licenciatura de LCS. LCS redactó el manuscrito, y todas participaron de su maduración. LCS realizó además las mediciones en el vivero y laboratorio.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional del Comahue y el Parque Nacional Nahuel Huapi por financiar este trabajo. A S. Alzogaray y a los alumnos de la Tecnicatura en Viveros de la Universidad Nacional de Río Negro, por la donación de las plantas utilizadas y la colaboración en las tareas de campo. A los administradores de la Estancia Fortín Chacabuco y a The Nature Conservancy Bariloche Patagonia - Argentina, por permitir la realización de este trabajo en su propiedad. Finalmente, a los evaluadores y al editor por los comentarios que contribuyeron a madurar este manuscrito.

DATOS PRIMARIOS

Los datos primarios de investigación de este trabajo se encuentran en el siguiente enlace: <http://hdl.handle.net/11336/242795>

BIBLIOGRAFÍA

AIC. 2017. Autoridad Interjurisdiccional de las Cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro [on line]. Disponible en: <http://www.aic.gov.ar/sitio/estaciones> [Acceso: 1 Abril 2017].

- ÁLVAREZ, L. M., C. V. RIVEROS & P. E. VILLAGRA. 2022. Pre-germination treatments on *Ochetophila trinervis*, a native Andean tree with potential use for restoration. *Rev. Fac. Cienc. Agrar.* 54: 77-83.
<https://doi.org/10.48162/rev.39.067>
- ALZOGARAY, S. 2018. Producción y plantación de plantas nativas para restaurar áreas degradadas. En: GOBBI, M. E. & A. AGUILAR (eds.), *La restauración ecológica como proyecto educativo, aportes teóricos y líneas de acción*, pp. 106-132. Universidad Nacional del Comahue, Neuquén.
- ARANCIBIA, N. B., M. SOLANS, M. C. MESTRE & E. E. CHAIA. 2018. Effect of *Pinus ponderosa* afforestation on soilborne *Frankia* and saprophytic Actinobacteria in Northwest Patagonia, Argentina. *Symbiosis* 76: 129-137.
- BOZZI, J. A., S. LIEPELT, S. OHNEISER, L. A. GALLO ... & C. MENGEL. 2015. Characterization of 23 polymorphic SSR markers in *Salix humboldtiana* (Salicaceae) using next-generation sequencing and cross-amplification from related species. *Appl. Plant. Sci.* 3: apps.1400120.
<https://doi.org/10.3732/apps.1400120>
- BUDDE, K. B., L. GALLO, P. MARCHELLI, E. MOSNER ... & I. LEYER. 2011. Wide spread invasion without sexual reproduction? A case study on European willows in Patagonia, Argentina. *Biol. Invasions* 13: 45-54.
<https://doi.org/10.1007/s10530-010-9785-9>
- CARDOSO, B. M., E. E. CHAIA & E. RAFFAELE. 2010. Are Northwestern Patagonian "mallín" wetland meadows reservoirs of *Ochetophila trinervis* infective *Frankia*? *Symbiosis* 52: 11-19.
- CASELLI, M., M. F. URRETAVIZCAYA, G. A. LOGUERCIO, L. CONTARDI ... & G. E. DEFOSSÉ. 2023. Weed control and use of tree shelters: improving restoration success of degraded north Patagonian forests. *New For.* 54: 179-200.
<https://doi.org/10.1007/s11056-022-09912-2>
- CHAIA, E. E. & D. D. MYROLD. 2010. Variation of ¹⁵N natural abundance in leaves and nodules of actinorhizal shrubs in Northwest Patagonia. *Symbiosis* 50: 97-105.
<https://doi.org/10.1007/s13199-009-0040-z>
- CHAIA, E. E., K. HUSS-DANELL, L. G. WALL & D. D. MYROLD. 2019. Nitrogen fixation by riparian plants belonging to Coriariaceae, Rhamnaceae, and Gunneraceae in Northwest Patagonia. *Symbiosis* 77: 237-247.
<https://doi.org/10.1007/s13199-018-00590-3>
- CORTINA, J., J. L. PAÑUELAS, J. PUÉRTOLAS, R. SAVÉ & A. VILAGROSA. 2006. *Calidad de planta forestal para la restauración de ambientes mediterráneos, estado actual de conocimientos*. Sociedad Anónima de Fotocomposición, Madrid.
- DATRI, L. A., R. MADDIO, A. M. FAGGI & L. A. GALLO. 2013. Bosques ribereños y su relación con regímenes hidrológicos en el norte patagónico. *Rev. Asoc. Argent. Ecol. Paisajes* 4: 245-259.
- DATRI, L. A., A. M. FAGGI & L. A. GALLO. 2015. Modelo de invasión no lineal y funciones bioingenieras de *Sauce fragilis* en Patagonia (Argentina). *Eur. Sci. J.* 1: 265-274.
- DATRI, L. A., A. M. FAGGI, L. A. GALLO & F. CARMONA. 2016. Half century of changes in the riverine landscape of Limay River: the origin of a riparian neoecosystem in Patagonia (Argentina). *Biol. Invasions* 18: 1713-1722.
<https://doi.org/10.1007/s10530-016-1114-5>
- DATRI, L., A. FAGGI & L. GALLO. 2017. Crack willow changing riverine landscapes in Patagonia. *Ecohydrol.* 10:e1837.
<https://doi.org/10.1002/eco.1837>
- DE LA RIVA, E. G., I. M. PEREZ-RAMOS, C. M. NAVARRO-FERNÁNDEZ, M. OLMO ... & R. VILLAR. 2014. Rasgos funcionales en el género *Quercus*: estrategias adquisitivas frente a conservativas en el uso de recursos. *Ecosistemas* 23:82-89.
<https://doi.org/10.7818/ECOS.2014.23-2.11>
- DELUCCHI, G. 2021. Las especies invasoras en la Argentina. Su categorización. *Hist. Nat.* 11: 185-196.
- DE PAZ, M., M. GOBBI & E. RAFFAELE. 2019. Revisión de las experiencias de revegetación con fines de restauración en bosques de la Argentina. *Ecol. Austral* 29: 194-207.
<https://doi.org/10.25260/EA.19.29.2.0.689>
- GANDULLO, R., G. SIFFREDI & V. VELASCO. 2016. *Guía para el reconocimiento de especies del norte neuquino*. INTA, San Carlos de Bariloche.
- GANN, G. D. & D. LAMB. 2006. *La restauración ecológica; un medio para conservar la biodiversidad y mantener los medios de vida*. Society for Ecological Restoration International, Tucson, y IUCN, Gland.
- HOLMES, P. M., K. J. ESLER, B. W. VAN WILGUEN & D. M. RICHARDSON. 2020. Ecological restoration of ecosystems degraded by invasive alien plants in South African Fynbos: Is spontaneous succession a viable strategy? *Trans. Roy. Soc. South Africa.*
<https://doi.org/10.1080/0035919X.2020.1781291>

- HULVEY, K. B., E. A. LEGER, L. M. PORENSKY, L. M., ROCHE ... & E. S. GORNISH. 2017. Restoration islands: a tool for efficiently restoring dryland ecosystems? *Restor. Ecol.* 25: 124-134.
- HUSS-DANELL, K. 2012. The physiology of actinorhizal nodules. En: SCHWINTZER, C. R. & J. D. TJEPKEMA (eds.), *The biology of Frankia and actinorhizal plants*, pp. 129-150. Academic Press, Orono.
- IPBES. 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. En: DÍAZ, S., J. SETTELE, E. S. BRONDÍZIO E. S., H. T. NGO, ... & C. N. ZAYAS (eds.). IPBES secretariat, Bonn.
- IPBES. 2023. Summary for Policymakers of the Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. En: ROY, H. E., A. PAUCHARD, P. STOETT, T. RENARD TRUONG, ... & V. VANDVIK (eds.). IPBES secretariat, Bonn. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7430692>
- KELLERMANN, J., D. MEDAN, L. AAGESEN & H. HILGER. 2005. Rehabilitation of the South American genus *Ochetophila* Poepp. ex Endl. (Rhamnaceae: Colletieae). *New Zealand J. Bot* 43: 865-869. <https://doi.org/10.1080/0028825X.2005.9512996>
- LÁZARO-GONZÁLEZ, A., E. ANDIVIA, A. HAMPE, S. HASEGAWA ... & A. B. LEVERKUS. 2023. Revegetation through seeding or planting: A worldwide systematic map. *J. Environ. Manage.* 337: 117713. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117713>
- LEÓN, R. J., M. COLLANTES, J. M. PARUELO & A. SORIANO. 1998. Grandes unidades de vegetación de la Patagonia extra andina. *Ecol. Austral* 8: 125-144.
- LEWERENTZ, A., G. EGGER, J. E. HOUSEHOLDER, B. REID ... & V. GARÓFANO-GÓMEZ. 2019. Functional assessment of invasive *Salix fragilis* L. in north-western Patagonian flood plains: A comparative approach. *Acta Oecol.* 95: 36-44. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2019.01.002>
- LÓPEZ, V. L., J. M. CELLINI & G. A. E. CUYCKENS. 2021. Influencia del micrositio y el ambiente en la instalación de *Polylepis tarapacana* en los Altos Andes. *Neotrop. Biodivers.* 7: 135-145. <https://doi.org/10.1080/23766808.2021.1902251>
- MARQUINA, S R. & J. P. UZCÁTEGUI-VARELA. 2018. Change the chlorophyll content index of five plant species under different light regimes established in a Neotropical understory of Venezuela. *Rev. Biodivers. Neotrop.* 8: 262-268. <http://dx.doi.org/10.18636/bioneotropical.v8i4.761>
- MARTIN, C. E. & C. CHEHÉBAR. 2001. The national parks of Argentinian Patagonia-management policies for conservation, public use, rural settlements, and indigenous communities. *J. Roy. Soc. New Zealand* 31: 845-864. <https://doi.org/10.1080/03014223.2001.9517680>
- MARTÍNEZ CALDERÓN, V. M., J. SOSA-RAMÍREZ, J. A. TORRES-GONZÁLEZ, A. G. MENDIETA-VÁZQUEZ & M. H. SANDOVAL-ORTEGA. 2020. Propagación de *Forestiera phillyreoides*, una especie potencial para la restauración en el centro-norte de México. *Madera Bosques* 26. <https://doi.org/10.21829/myb.2020.2622052>
- NATALE, E., A. OGGERO, D. MARTINI & H. REINOSO. 2014. Restauración de bosque nativo en un área invadida por tamariscos *Tamarix ramossissima* en el sur de la provincia de Córdoba, Argentina. *Ecosistemas* 23: 130-136. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2014.23-2.17>
- NAVARRO, R. M., P. VILLAR SALVADOR & A. DEL CAMPO. 2006. Morfología y establecimiento de los plantones. En: CORTINA, J., J.L. PEÑUELAS, J. PUÉRTOLAS, R. SAVÉ & A. VILAGROSA (eds.), *Calidad de planta forestal para la restauración en ambientes mediterráneos. Estado actual de conocimientos*, pp. 67-88. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- ORELLANA, I. A., S. G. VINCON, A. WILLIAMS & L. ACUÑA. 2022. Situación de las poblaciones de *Salix humboldtiana* en el río Chubut, Argentina. *Bosque* 43: 253-266. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002022000300253>
- OYARZABAL, M., J. CLAVIJO, L. OAKLEY, F. BIGANZOLI ... & R. J. LEÓN. 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecol. Austral* 28: 40-63. <http://dx.doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.399>
- PARUELO, J. M., A. BELTRAN, E. JOBBAGY, O. E. SALA & R. A. GOLLUSCIO. 1998. The climate of Patagonia: general patterns and controls on biotic processes. *Ecol. Austral* 8: 85-101.
- PÉREZ-HARGUINDEGUY, N., S. DÍAZ, E. GARNIER, S. LAVORELC ... & J. H. C. CORNELISSEN. 2013. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Aust. J. Bot.* 61: 167-234. <https://doi.org/10.1071/BT12225>

- RAMÍREZ-CONTRERAS, A. & D. A. RODRÍGUEZ-TREJO. 2004. Efecto de calidad de planta, exposición y micrositio en una plantación de *Quercus rugosa*. *RCHSCFA* 10: 5-11.
- REYES, M. F., E. G. GOBBI & E. E. CHAIA. 2011. Reproductive ecology of *Ochetophila trinervis* in Northwest Patagonia. *Funct. Plant Biol.* 38: 720-727. <https://doi.org/10.1071/FP11010>
- REYES, M. F., E. E. CHAIA & E. G. GOBBI. 2018. Effects of different herbivores on an actinorhizal species in Northwest Patagonia. *Plant Ecol.* 219: 1185–1195. <https://doi.org/10.1007/s11258-018-0871-x>
- RODRÍGUEZ-GARCÍA, D., M. C. DELGADO, Y. LÓPEZ SERRANO & R. BROOKS LAVERDEZA. 2020. Cambios en rasgos funcionales de las hojas de *Piper reticulatum* (Piperaceae) en luz y sombra en La Selva, Costa Rica. *UNED Res. J.* 12: e2799. <https://doi.org/10.22458/urj.v12i1.2799>
- ROJAS-BOTERO, S., J. SOLORZA-BEJARANO, J. KOLLMANN & L. H. TEXEIRA. 2020. Nucleation increases understory species and functional diversity in early tropical forest restoration. *Ecol. Eng.* 158: 106031. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106031>
- ROVERE, A. E., M. BLACKHALL, M. CAVALLERO, M. A. DAMASCOS, ... & N. TERCERO-BUCARDO. 2014. Conservación y restauración. En: RAFFAELE, E., M. DE TORRES CURTH, C. L. MORALES & T. KITZBERGER (eds.), *Ecología e historia natural de la Patagonia andina*. Fundación de historia natural Félix Azara, Ciudad autónoma de Buenos Aires.
- SANGUINETTI, J., L. BURIA, L. MALMIERCA, A. E. J. VALENZUELA ... & C. CHEHÉBAR. 2014. Manejo de especies exóticas invasoras en Patagonia, Argentina: Priorización, logros y desafíos de integración entre ciencia y gestión identificados desde la Administración de Parques Nacionales. *Ecol. Austral* 24: 183-192. <https://doi.org/10.25260/EA.14.24.2.0.21>
- SCHUSTER, M. J., P. D. WRAGG, A. M. ROTH, P. BOCKENSTEDT ... & P. B. REICH. 2022. Using plants to control buckthorn (*Rhamnus cathartica*): Improved biotic resistance of forests through revegetation. *Ecol. Eng.* 182: 106730. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106730>
- SERRA, M. N., R. ALBARIÑO & V. DÍAZ VILLANUEVA. 2013. Invasive *Salix fragilis* alters benthic invertebrate communities and litter decomposition in northern Patagonian streams. *Hydrobiologia* 701: 173-188. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1270-2>
- SMN. 2022. Servicio Meteorológico Nacional [on line]. Disponible en: <https://www.smn.gov.ar/> [Acceso: 1 Abril 2022].
- THOMAS, L. K. & I. LEYER. 2014. Age structure, growth performance and composition of native and invasive Salicaceae in Patagonia. *Plant. Ecol.* 215: 1047-1056. <https://doi.org/10.1007/s11258-014-0362-7>
- THOMAS, E., R. JALONEN, J. LOO, D. BOSHIER ... & M. BOZZANO. 2014. Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. *For. Ecol. Manag.* 333: 66-75. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.07.015>
- THOMAS, L. K., E. MOSNER & I. LEYER. 2015. River dynamics and invasion: distribution patterns of native and invasive woody vegetation at the Río Negro, Argentina. *Riparian Ecol. Conserv.* 2: 45-57. <https://doi.org/10.1515/remc-2015-0001>
- TORTOSA, R. D. 1983a. El género *Discaria* (Rhamnaceae). *Bol. Soc. Argent. Bot.* 22: 301-335.
- TORTOSA, R. D. 1983b. Una especie polimorfa de *Discaria*: *D. chacaye* (G. Don.) Comb. Nov. (Rhamnaceae) y sus híbridos presuntivos. *Parodiana* 2: 79-98.
- TORTOSA, R. D., L. AAGESEN & G. M. TOURN. 1996. Morphological studies in the tribe Colletieae (Rhamnaceae): analysis of architecture and inflorescences. *Bot. J. Linn. Soc.* 122: 353-367. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.1996.tb02081.x>
- VALVERDE, C. & L. G. WALL. 2003. The regulation of nodulation, nitrogen fixation and ammonium assimilation under a carbohydrate shortage stress in the *Discaria trinervis*-*Frankia* symbiosis. *Plant Soil* 254: 155–165. https://doi.org/10.1007/978-94-017-1601-7_17
- VALLEJO, R., J. CORTINA, A. VILAGROSA, J. P. SEVA & J. A. ALLOZA. 2007. Problemas y perspectivas de la utilización de leñosas autóctonas en la restauración forestal. En: BENAYAS, J. M., T. E. PINILLA & J. M. IBARRA (eds.), *Restauración de ecosistemas mediterráneos*, pp. 11-39. Universidad de Alcalá de Henares, Madrid.
- VARINIA, J. & C. FERRI. 2021. Respuesta del área foliar específica de *Panicum coloratum* L. con diferentes manejo de la defoliación. *Semiárida* 31: 63-70. [http://dx.doi.org/10.19137/semiarida.2021\(02\).6370](http://dx.doi.org/10.19137/semiarida.2021(02).6370)

- VILAGROSA, A., J. CORTINA, E. RUBIO, R. TRUBAT ... & V. R. VALLEJO. 2005. El papel de la ecofisiología en la restauración forestal de ecosistemas mediterráneos. *Invest. Agrar. Sist. Recur. For.* 14: 446-461.
- VILLAR SALVADOR, P. 2003. Importancia de la calidad de planta en los proyectos de revegetación. En: BENAYAS, J. M., T. E. PINILLA & J. M. IBARRA (eds.), *Restauración de ecosistemas mediterráneos*, pp. 65-86. Universidad de Alcalá de Henares, Madrid.
- URETA LEONES, D. A., I. G. GARCÍA QUINTANA, Y. ARTEAGA CRESPO, A. MORALES MORENO ... & I. JALCA. 2018. Método de clasificación a partir del diagnóstico de calidad morfológica en vivero para la selección de especies forestales promisorias en programas de restauración. *Revista amazónica: Ciencia y tecnología* 7: 142-150. <https://doi.org/10.59410/RACYT-v07n03ep02-0099>
- XU, C., B. R. SILLIMAN, J. CHEN, X. LI ... & J. WU. 2023. Herbivory limits success of vegetation restoration globally. *Science* 382: 589-594. <https://doi.org/10.1126/science.add2814>
- YANSEN, M. V. & F. BIGNAZOLI. 2022. Las especies arbóreas exóticas en Argentina: caracterización e identificación de las especies actual y potencialmente problemáticas. 2022. *Darwiniana, n. s.* 10: 80-97. <https://doi.org/10.14522/darwiniana.2022.101.1001>
- ZENNI, R. D., A. C. LACERDA DE MATOS, I. HERRERA, M. DE SA DECHOUM ... & A. PAUCHARD. 2022. Plant invasions in South America. En: CLEMENTS, D. R., M. K. UPADHYAYA, S. JOSHI & A. SHRESTHA (eds), *Global Plant Invasions*, pp. 187-208. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-89684-3_9