

Evaluación a medio plazo del éxito de la restauración de riberas en el ámbito del proyecto LIFE+ RIPISILVANATURA

LOZANO TOMÁS, D.¹, VELASCO GARCÍA, J.,^{1*} Y BRUNO, D.²

¹ Departamento de Ecología e Hidrología, Facultad de Biología, Universidad de Murcia, 30100, Murcia. ² Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC), Av. Montañana, 1005, 50059 Zaragoza. * jvelasco@um.es

INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO¹

Recibido el 30 de noviembre de 2021

Revisión recibida el 22 de diciembre de 2021

Aceptado el 27 de diciembre de 2021

DOI: 10.51443/Restaurarios.2021.02



Palabras clave

Especies invasoras
Restauración ecológica
Riberas fluviales
Monitoreo ecológico
Vegetación ribereña

Keywords

Invasive species
Ecological restoration
Riverbanks
Biomonitoring
Riparian vegetation

Resumen

Las riberas fluviales constituyen áreas de gran interés ecológico, pero su modificación antrópica ha provocado el establecimiento de especies invasoras, como *Arundo donax* L. en la cuenca del río Segura (SE de España), con efectos perjudiciales sobre la biodiversidad. Ante esta problemática, en el marco del proyecto LIFE+ RIPISILVANATURA (2015-2019) se ejecutaron actuaciones de control de la caña y plantaciones con especies nativas en el tramo medio del río Segura. En este trabajo se realiza un seguimiento a medio plazo tras dos años de la finalización del proyecto y cese o relajación de las tareas de mantenimiento (desbroces de caña) en 8 de las estaciones restauradas de cara a evaluar el grado de éxito alcanzado en comparación a las condiciones de referencia. Para detectar diferencias temporales en la composición y abundancia de especies en estaciones revegetadas y de referencia, se aplicaron análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) y modelos lineales generalizados para datos de abundancia (GLM). Para determinar si la altura media de las especies plantadas difiere entre estaciones con o sin mantenimiento, se aplicaron ANOVAs. Además, se determinaron los cambios temporales en diferentes indicadores ecológicos y el efecto de la continuación o no del mantenimiento mediante modelos lineales de efectos mixtos. Tras 6 años del inicio y 2 años de la finalización del proyecto, el éxito alcanzado ha sido relativamente bajo. Aunque actualmente la composición de la vegetación de las estaciones restauradas tiende a ser más similar a las comunidades de referencia, la ausencia de mantenimiento ha producido en los últimos años un aumento de la cobertura, densidad y altura de *A. donax*, así como una disminución de la riqueza de especies y un estado ecológico de las riberas deficiente. Por tanto, un programa de mantenimiento y seguimiento a medio-largo plazo es fundamental para mejorar el éxito en futuros proyectos de restauración de riberas.

Abstract

Riparian ecosystems are areas of great ecological interest, but their anthropic modification has led to the establishment of invasive species (*Arundo donax* L.) in the Segura River basin (SE of Spain), with detrimental effects on biodiversity. In view of the problems generated, giant reed control actions and plantations with native species were carried out within the LIFE+ RIPISILVANATURA project (2015-2019) in the Segura River middle reach. Here, we performed a medium-term biomonitoring (two years after the end of restoration measures and the thaw of maintenance actions, i.e., weed cutting) in 8 restored zones and compared with reference conditions to evaluate the degree of success achieved. Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS) and multivariate generalised linear models for abundance data (GLM) were used to detect spatial and temporal differences in species composition and abundance in revegetated and reference sites; and ANOVAs were applied to determine whether the mean height of planted species differed between restored areas with or without subsequent maintenance. In addition, temporal changes in different ecological indicators and the effects of the continuation or not of maintenance were examined using linear mixed effects models. Six years after the beginning of the actions and two years after the end of the project, the degree of success achieved was relatively low. Although the composition of riparian plant communities in restored zones turned more similar to reference ones, the absence of

¹ CÓMO CITAR ESTE ARTÍCULO

Lozano Tomás, D., Velasco García, J., Bruno, D. (2021). Evaluación a medio plazo del éxito de la restauración de riberas en el ámbito del proyecto LIFE+ RIPISILVANATURA. *Restaurarios* 2021.02: 14p. <https://doi.org/10.51443/Restaurarios.2021.02>

maintenance produced an increase in the cover, density, and height of *A. donax* as well as a decrease in species richness and poor riparian condition. Therefore, medium- to long-term maintenance actions and monitoring seems essentials to improve the success of future riparian restoration projects.

1 Introducción

Las riberas son una parte esencial de los ecosistemas fluviales y representan una zona de ecotono o transición entre el medio acuático y el medio terrestre circundante (Velasco et al., 2008) con múltiples funciones ecosistémicas. Las zonas riparias desempeñan un papel importante en la infiltración de agua y la recarga de acuíferos, actuando como sumidero y filtro de sedimentos y nutrientes (González del Tánago y García de Jalón, 2011). Las riberas fluviales son importantes corredores ecológicos en el paisaje por su función de transporte de organismos, materia y energía a lo largo del eje longitudinal del río, constituyendo el corredor ripario o fluvial. Estos corredores conforman zonas con gran biodiversidad e importante valor cultural y social para la población ribereña y el conjunto del territorio (Forman y Gordon, 1986; Schnitzler-Lenoble, 2007), especialmente en áreas mediterráneas donde la exuberancia de la vegetación riparia contrasta con la vegetación climatofila adaptada a la aridez (vegetación de tipo esclerófilo). En este sentido, el bosque de ribera se encuentra entre los ecosistemas más frágiles y amenazados (Nilsson y Grelsson, 1995), siendo un ejemplo paradigmático de áreas de gran interés biológico y ecológico al mismo tiempo que soportan una gran presión antrópica (Ferreira et al., 2005).

A pesar de la importancia ecológica y social que revisten los ríos y las riberas, actividades como la agricultura y urbanización ocupan las zonas riparias y las llanuras de inundación; produciendo la fragmentación del bosque ripario, la modificación de los perfiles de las orillas y el incremento de la contaminación con la entrada de sedimentos, nutrientes y contaminantes, generando una serie de impactos sobre los ecosistemas fluviales (González del Tánago, 2003; Velasco et al., 2008). Estas condiciones favorecen la expansión y proliferación de especies exóticas invasoras (Guareschi y Wood, 2021), aprovechando la disposición lineal de las zonas riparias y su carácter de corredor ecológico, como ocurre con el caso de la caña común (*Arundo donax* L.) en la cuenca hidrográfica del río Segura y otras cuencas mediterráneas. Esta especie de gramínea (Poaceae) ha invadido progresivamente las cuencas mediterráneas desde el Este de Europa y Asia, siendo clasificada como una de las 100 especies invasoras más peligrosas a escala global debido a su alta tasa de crecimiento y expansión (Lowe et al., 2004; Hardion et al., 2014). Su

establecimiento en los cauces mediterráneos plantea problemas ecológicos y de gestión de los recursos hídricos ya que posee una mayor tasa de evapotranspiración que la vegetación riparia autóctona (Coffman, 2007). Además, modifica las características físicas, químicas y biológicas de los ecosistemas que coloniza; alterando el microclima de la zona riparia al proporcionar menos sombra al cauce; empobreciendo el horizonte edáfico superficial debido al bajo contenido de nutrientes de su follaje; o proporcionando un hábitat desfavorable para la fauna silvestre nativa (Deltoro et al., 2012). Asimismo, al poseer menor contenido de humedad, generar una gran cantidad de biomasa y tener una mayor ratio superficie/volumen que la vegetación nativa, el cañaveral es una formación más inflamable que favorece la transmisión del fuego desde el estrato arbustivo al aéreo, debido a su gran altura y verticalidad (Brooks et al., 2005). Además, su denso sistema radicular puede inhibir la adquisición de agua y nutrientes por parte de las especies autóctonas, mientras que su parte aérea puede formar una densa cubierta que dificulte o impida la germinación y el crecimiento de éstas (Gordon et al., 1989; Deltoro et al., 2012).

Dada la intensidad y variedad de los impactos ecológicos, económicos y sociales ligados a la invasión de *A. donax*, se han hecho grandes esfuerzos para su control. Así, se han desarrollado diferentes métodos de control, desde la retirada mecánica de la biomasa aérea (tallos) y subterránea (rizomas), tratamientos químicos (glifosato), control biológico, competencia con ramas vivas de sauce, inundación del tramo y cubrimiento durante un periodo de tiempo determinado (Puértolas et al., 2010; Deltoro et al., 2012; Jiménez-Ruiz y Santín-Montanyá, 2016; San Martín et al., 2019). Sin embargo, la mayoría de estos métodos son aplicables en áreas muy degradadas donde *A. donax* domina de manera monoespecífica, pero no en aquellos lugares donde convive con especies nativas de interés ecológico que requieren actuaciones menos agresivas como, por ejemplo, las cortas selectivas reiteradas de caña acompañadas de revegetaciones.

En este sentido, para abordar la problemática generada por la intensificación de la agricultura, la degradación de hábitats y la pérdida de biodiversidad asociada se llevó a cabo el proyecto de restauración de riberas LIFE + RIPISILVANATURA (LIFE13 BIO/ES/001407) en el tramo medio del río Segura. Sus principales objetivos fueron controlar la expansión de las especies exóticas invasoras



y favorecer la recuperación del bosque de ribera. Para ello, se ejecutaron distintas actuaciones: corta inicial de la biomasa aérea de *A. donax*, plantaciones con vegetación ribereña autóctona, reposición de marras, desbroces de cañas y riegos periódicos. Además, se llevó a cabo un primer programa de seguimiento anual y evaluación de dichas actuaciones en primavera durante el periodo 2015-2019 en base a diversos indicadores ecológicos que incluyeron la calidad fisicoquímica de las aguas, la diversidad vegetal, la calidad y fisonomía del hábitat ripario, y la diversidad faunística. Al final del proyecto se observaron ciertas mejoras en algunos indicadores (aumento de la riqueza de especies nativas y calidad de las riberas, y disminución de la densidad, altura y cobertura de *A. donax*), aunque los tramos restaurados estaban lejos de alcanzar los valores de referencia en términos de composición, riqueza y calidad ecológica (Bruno *et al.* 2019a y 2019b). Por tanto, el seguimiento y la evaluación a medio-largo plazo se antojan fundamentales para determinar el éxito de las actuaciones de control de *A. donax* y la recuperación de los hábitats riparios autóctonos, especialmente cuando cesa el mantenimiento de las actuaciones tras la finalización del proyecto.

El objetivo principal de este trabajo es realizar un seguimiento a medio plazo de las actuaciones de revegetación de ribera llevadas a cabo en el proyecto LIFE + RIPISILVANATURA en el río Segura, evaluando el grado de éxito alcanzado en el control de la caña y recuperación del bosque de ribera tras 6 años del inicio de las actuaciones de restauración y 2 años de la finalización del proyecto (2019). Para ello, los objetivos específicos son 1) analizar los cambios en la composición y abundancia de la vegetación de ribera antes y después de las actuaciones de restauración, 2) determinar el grado de recuperación de las comunidades riparias hacia las condiciones de referencia; y 3) determinar el efecto del abandono de los desbroces de la caña sobre su crecimiento y el de las especies nativas utilizadas en la revegetación, así como en la cobertura, riqueza de especies y calidad ecológica de las riberas.

2 Metodología

2.1 Área de estudio, estaciones e indicadores de seguimiento

El área de estudio se localiza en la cuenca media del río Segura, al sureste de la Península Ibérica. Comprende un tramo de más de 50 km (Figura 1), desde el límite provincial con Albacete (unión del río Segura y río Mundo, en el municipio de Calasparra) hasta el municipio de Cieza. Esta zona se caracteriza geológicamente por la presencia de sustratos calizos, areniscas, margas y yesos, así como por tener una precipitación media anual aproximada de 300 mm y una

temperatura media anual de 17 °C (Bruno *et al.*, 2019b).

En cuanto a los impactos de origen antrópico, el tramo medio del río Segura se encuentra sometido a una intensa regulación de caudales, y, en consecuencia, a una gran alteración hidromorfológica, debido principalmente a la influencia del embalse del Cenajo (437 hm³) y el embalse de Camarillas (36 hm³). El principal uso del suelo en la subcuenca del tramo es seminatural (paisaje arbustivo y herbáceo dominante; >50% de la superficie) y agrícola (principalmente arrozales, albaricoqueros y melocotoneros; <50%) siendo las zonas urbanas escasas (<2%) (Velasco *et al.*, 2008).

Por otro lado, la vegetación riparia autóctona se caracteriza principalmente por la presencia de los hábitats 92A0 "Bosques de galería de *Salix alba* L. y *Populus alba* L." (Figura 2) y 92D0 "Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos" (Figura 3) (Directiva

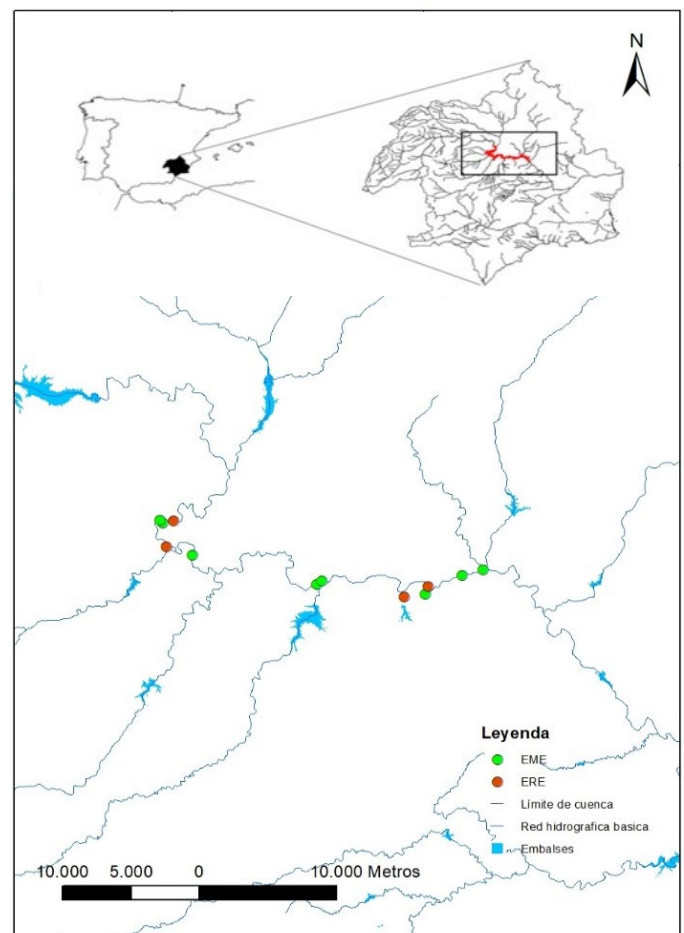


Figura 1 Localización geográfica de las parcelas restauradas (EME) y las estaciones de referencia (ERE) seleccionadas para el estudio. Se muestra el tramo medio de la cuenca del río Segura que comprende el ámbito de actuación del proyecto LIFE + RIPISILVANATURA.



Figura 2 Comunidad vegetal característica del hábitat 92A0 en el Cañón de Almadenes (río Segura).



Figura 3 Comunidad vegetal característica del hábitat 92D0 en el río Muerto (río Segura).

Hábitats 92/43/CEE), presentando una mezcla de flora típicamente europea e iberoafricana (*Populus* spp., *Salix* spp., *Fraxinus angustifolia* L., *Nerium oleander* L., *Tamarix* spp.) (Bruno et al., 2019a).

Las actuaciones de restauración del proyecto consistieron en la corta inicial de la biomasa aérea de *A. donax*, sin retirada de rizomas y posterior revegetación con especies autóctonas, acompañadas de desbroces reiterados y riegos periódicos en 54 parcelas. La composición de las especies plantadas no fue idéntica en cada parcela, sino que varió según las características hidromorfológicas locales del espacio ripario, la vegetación potencial y el estado ecológico de la zona de actuación. Se plantaron un total de 24 especies autóctonas (árboles, arbustos y helófitos), teniendo en cuenta tanto las que se plantaron al inicio del proyecto como aquellas que se emplearon posteriormente en la reposición de marras (Tabla 1). Los ejemplares plantados proceden de plantones con cepellón siendo la altura media de los árboles de 1 a 2m y la de los arbustos entre 0,5 y 1m. Tras la finalización del proyecto

Tabla 1 Especies vegetales plantadas en las parcelas restauradas seleccionadas.

Especies	13	14	23	35	37	43	50	52
<i>Arbutus unedo</i>						x		
<i>Celtis australis</i>				x	x	x	x	x
<i>Cladium mariscus</i>			x	x	x			
<i>Crataegus monogyna</i>	x		x		x			
<i>Ficus carica</i>			x					
<i>Fraxinus angustifolia</i>	x	x	x	x	x	x		
<i>Genista spartioides</i>						x		
<i>Nerium oleander</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Populus alba</i>		x	x	x	x	x	x	x
<i>Populus nigra</i>		x		x	x		x	
<i>Rhamnus alaternus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Rosa canina</i>	x	x		x	x	x	x	x
<i>Saccharum ravennae</i>		x	x	x	x	x	x	x
<i>Salix atrocinerea</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Salix fragilis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Salix neotrichia</i>	x		x	x		x	x	x
<i>Salix pupurea lambertiana</i>	x		x	x	x	x	x	x
<i>Salix triandra</i>			x	x				
<i>Sambucus nigra</i>	x		x			x	x	x
<i>Scirpus holoschoenus</i>	x		x			x		
<i>Scirpus maritimus</i>			x					
<i>Tamarix boveana</i>	x	x		x	x	x	x	x
<i>Tamarix canariensis</i>		x		x	x	x	x	x
<i>Ulmus minor</i>	x	x		x	x	x	x	

en 2019, solo se han realizado desbroces puntuales de caña en algunas parcelas, bien por parte de propietarios de fincas colindantes, asociaciones naturalistas o Ayuntamientos, pero en la mayoría no se ha continuado el mantenimiento de las actuaciones.

Para la evaluación del estado actual de la vegetación de ribera, en la primavera de 2021 se muestrearon 8 parcelas restauradas (4 donde no se ha continuado el mantenimiento y 4 donde se han realizado desbroces puntuales, Tabla 2), además de existir datos previos anuales obtenidos durante el periodo 2015-2019 del programa de seguimiento del proyecto LIFE+ RIPISILVANATURA (Figura 1). Dichas parcelas, situadas en uno u otro margen del cauce, tienen una longitud entre 500 y 1600 m, correspondiendo a tramos lineales o sotos de mayor superficie (Tabla 2).

Para evaluar el grado de cumplimiento de los objetivos de restauración, los valores de composición y abundancia de especies de estas parcelas se compararon con los de 5 estaciones de referencia en el tramo medio del río Segura (Tabla 2), que representan el estado final de conservación potencial, pues las formaciones riparias autóctonas y su biodiversidad asociada mantienen cierta dinámica



Tabla 2 Características generales de las parcelas restauradas muestreadas (EME) y las estaciones de referencia (ERE) seleccionadas para el estudio. * parcelas donde se han realizado desbroces puntales después de la terminación del proyecto LIFE+RIPISILVANATURA.

Parcela	Localidad	Soto/ Lineal	Formación riparia	Uso del suelo colindante	Margen del cauce	Longitud (m)	Superficie (m ²)	X	Y
EME13 *	Cortijo de Cañaverosa	Lineal	Cañaveral-Zarzal	Agrícola	Derecho	691	4726	611509	4237620
EME14*	Puente de Tablas 1	Soto	Chopera	Natural-agrícola	Izquierdo	538	3179	611258	4237868
EME23*	Elevador trasvase aguas abajo	Lineal	Alameda-Cañaveral	Agrícola	Derecho	1624	6532	613669	4235227
EME35	La maestra	Lineal	Alameda	Agrícola	Izquierdo	475	4467	622767	4233006
EME37	Soto de la Mulata	Soto	Olmeda	Agrícola	Izquierdo	405	7154	623108	4233225
EME43	Olmeda de la Torre	Soto	Alameda	Agrícola	Derecho	1197	6823	630689	4232266
EME50*	Aula naturaleza	Lineal	Alameda-cañaveral	Carretera	Izquierdo	596	2744	633384	4233700
EME52	Aguas abajo de Playa del Hachís	Soto	Alameda-Cañaveral	Natural	Derecho			634948	4234118
ERE1	Cortijo de Hajar	Soto	Alameda-Sauceda	Agrícola	Izquierdo			588422	4251561
ERE2	Presa Cañaverosa	Soto	Chopera	Natural	Izquierdo			612304	4237789
ERE3	Senda la Huertecica	Soto	Alameda	Natural	Derecho			611773	4235823
ERE4	La Veredilla	Soto	Alameda-Sauceda	Natural	Derecho			629169	4232053
ERE5	La Parra	Soto	Alameda-Tarayal	Natural	Izquierdo			630890	4232820

natural y sin influencia significativa de especies exóticas.

Para caracterizar la vegetación ribereña se realizó un inventario de todas las especies leñosas y herbáceas perennes en cada parcela, a través de transectos longitudinales en tramos de 100 metros lineales a lo largo de toda la anchura de la parcela objeto de restauración. Esto permitió la estimación de la composición y la abundancia relativa de las especies riparias y la riqueza de especies nativas y exóticas. Se anotó cada taxón y la franja riparia de aparición, y se establecieron tres clases de abundancia (presente, abundante y dominante) con una valoración semicuantitativa de 1 a 3. Para obtener la abundancia relativa de cada especie se sumaron los valores de las clases obtenidas en las dos bandas riparias, obteniendo valores de 0 a 6 (Bruno *et al.*, 2019b). Además, se realizó una estimación visual del porcentaje de superficie cubierta por especies nativas y exóticas, así como del área de suelo desnudo.

Por otra parte, se colocaron sistemáticamente cinco unidades de muestreo cuadradas de 1 m² a lo largo de cada parcela para medir la densidad y la altura de tallos de *A. donax*. La densidad se contabilizó mediante conteo directo de tallos y la altura media, mediante medición con cinta métrica de 10 tallos al azar dentro de cada unidad. Además, se determinó la altura en los ejemplares plantados de las principales especies para comparar el

efecto del cese de los desbroces de caña sobre su crecimiento.

Finalmente, para la evaluación de estado ecológico de las riberas se aplicó el Riparian Quality Index a cada parcela (RQI; González del Tánago y García de Jalón, 2011), a través de una serie de siete atributos considerando toda la longitud de la parcela: 1) anchura del corredor ripario, 2) continuidad longitudinal y cobertura, 3) composición y estructura, 4) diversidad de edades y regeneración natural, 5) condiciones del banco, 6) conectividad lateral e inundaciones, 7) conectividad vertical y substrato); fácilmente observables y cuantificables que caracterizan la estructura, funcionamiento y dinámica de las riberas, y cuya valoración se realiza en relación con unas determinadas condiciones de referencia de cada tramo fluvial según su tipología, relativas al régimen hidrológico, características geomorfológicas del valle y cauce, y región biogeográfica en que se ubica.

2.2 Análisis de datos

Para detectar si existen diferencias en la composición y abundancia de especies entre las estaciones restauradas y las de referencia y entre el estado inicial previo a la restauración en 2015 y el actual en 2021, se aplicaron análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) y modelos lineales generalizados para datos de abundancia (GLM). En el caso del NMDS se chequeó

visualmente el cambio en la composición de la comunidad en función de la ubicación del centroide de la comunidad y la dispersión multivariante. Respecto al GLM, se realizó un modelo separado para cada especie (su abundancia es la variable respuesta o dependiente) en base a las variables predictoras: el año (2015 vs 2021), el tipo de estación (referencia vs restaurada) y la interacción entre ambas.

Entre todas las especies empleadas durante las actuaciones de restauración, *P. alba*, *F. angustifolia* y *Rhamnus alaternus* L. fueron las únicas presentes en las ocho estaciones muestreadas. Para estas especies se aplicaron ANOVAs para determinar si la altura media (variable dependiente) difería entre las estaciones con mantenimiento posterior a la finalización del proyecto o sin mantenimiento (variable independiente).

A continuación, para determinar los cambios temporales en la cobertura de vegetación nativa y exótica, altura y densidad de *A. donax*, riqueza de especies nativas y RQI a lo largo del periodo 2015-2021 y la continuación o no de los desbroces se han utilizado modelos lineales de efectos mixtos. Respecto a las variables independientes o predictoras, estos análisis se realizaron considerando el "año" y el "mantenimiento" como factores fijos y las estaciones restauradas como factores aleatorios. En el caso de que el factor "año" fuera significativo, se ejecutaron comparaciones post-hoc por pares (Tukey post-hoc test) para identificar el momento en que se iniciaron las diferencias significativas. Finalmente, se verificó visual y analíticamente la homoscedasticidad (prueba de Levene) y la normalidad (prueba de Shapiro-Wilk) de los residuos de los modelos.

Todos los análisis estadísticos se realizaron con el software R (R Core Team, 2021; librerías: "car", "lme4", "lmerTest", "multcomp", "MuMIn", "mvabund" y "vegan").

3 Resultados

3.1 Composición de las comunidades riparias

En cuanto a la evolución temporal de la composición de especies de las estaciones restauradas respecto a las estaciones de referencia (Figura 4), se observó que las de referencia no han experimentado cambios importantes en el periodo 2015-2021; por lo que se produce un solapamiento de sus centroides, presentando ambas una dispersión baja y muy similar. Sin embargo, la diversidad de especies se ha incrementado en los tramos restaurados después de 6 años, pasando de ser una comunidad vegetal con poca dispersión y diversidad en 2015 a una comunidad con mayor variabilidad en 2021. Así, en 2021 se observó una leve tendencia de las estaciones restauradas a acercarse a la composición y abundancia de

especies que presentan las de referencia (desplazamiento de la elipse a posiciones inferiores).

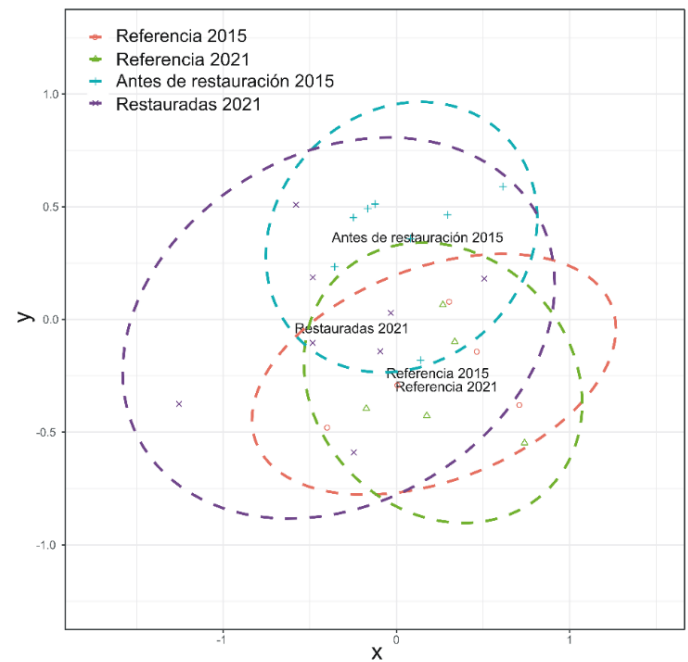


Figura 4 Evolución de la composición de las comunidades vegetales riparias. Se representan las estaciones de referencia y las parcelas restauradas en el periodo 2015-2021, según el escalamiento multidimensional no métrico (NMDS).

3.2 Abundancia de las especies riparias

En cuanto a las abundancias de las especies, *A. donax*, *Rubus ulmifolius* Schott., *Tamarix canariensis* Willd., *P. alba* y *Equisetum ramosissimum* Desf. fueron las más abundantes en 2015 (antes de la restauración) (Figura 5). En cambio, en 2021, las especies más abundantes fueron *P. alba*, *R. alaternus*, *Rubia peregrina* L., *Ficus carica* L., *Asparagus acutifolius* L., entre otras (Figura 6). En general, se observaron mayores abundancias para la mayor parte de especies en 2021 que en 2015, exceptuando *A. donax*.

Por otro lado, los análisis GLM señalan cambios temporales (2015-2021), espaciales (estaciones de restauración y de referencia) y espaciotemporales significativos en la abundancia de los taxones para la vegetación ribereña (Tabla 3). Respecto a la evolución temporal durante el periodo de estudio, la abundancia disminuyó significativamente en especies como *A. donax* y *Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss (término año p-valor <0,05), siendo las especies que más incrementaron su abundancia *Celtis australis* L., *Crataegus monogyna* Jacq., *R. alaternus*, *Salix fragilis* L. y *Salix purpurea* L. En cuanto a las diferencias entre las estaciones de restauración y las de referencia (término tratamiento p <0,05), a excepción de *A. donax*, la cual tuvo una mayor abundancia en las restauradas, 17 especies del total fueron más abundantes en las estaciones referencia: *Agrostis stolonifera* L., *Apium nodiflorum* L., *Asparagus horridus* (L.) Murray,



Abundancia relativa antes de la restauración (2015)

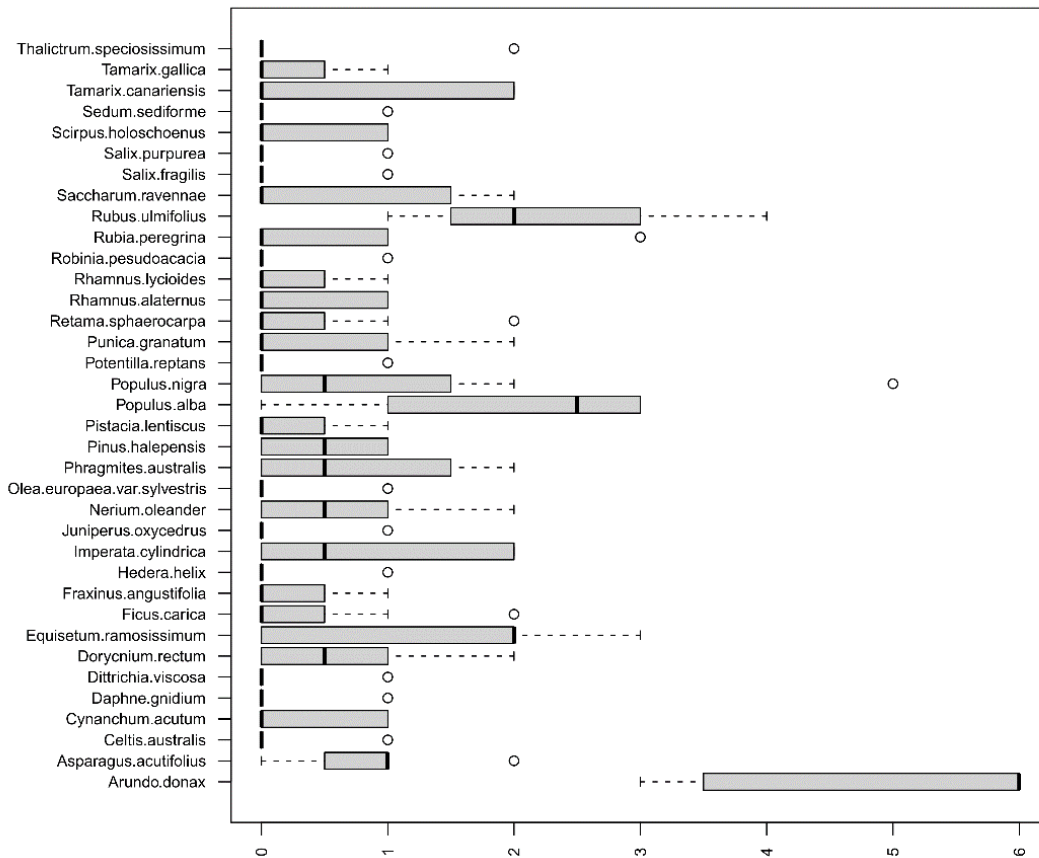


Figura 5 Abundancia relativa (0-6) de las especies en las parcelas restauradas antes de que tuvieran lugar las actuaciones de restauración (2015). La línea vertical en negrita representa la mediana, las cajas delimitan el rango intercuartil, mientras que los bigotes se extienden al máximo y mínimo observado, exceptuando los outliers o valores atípicos que están representados por puntos.

Abundancia relativa en las zonas restauradas (2021)

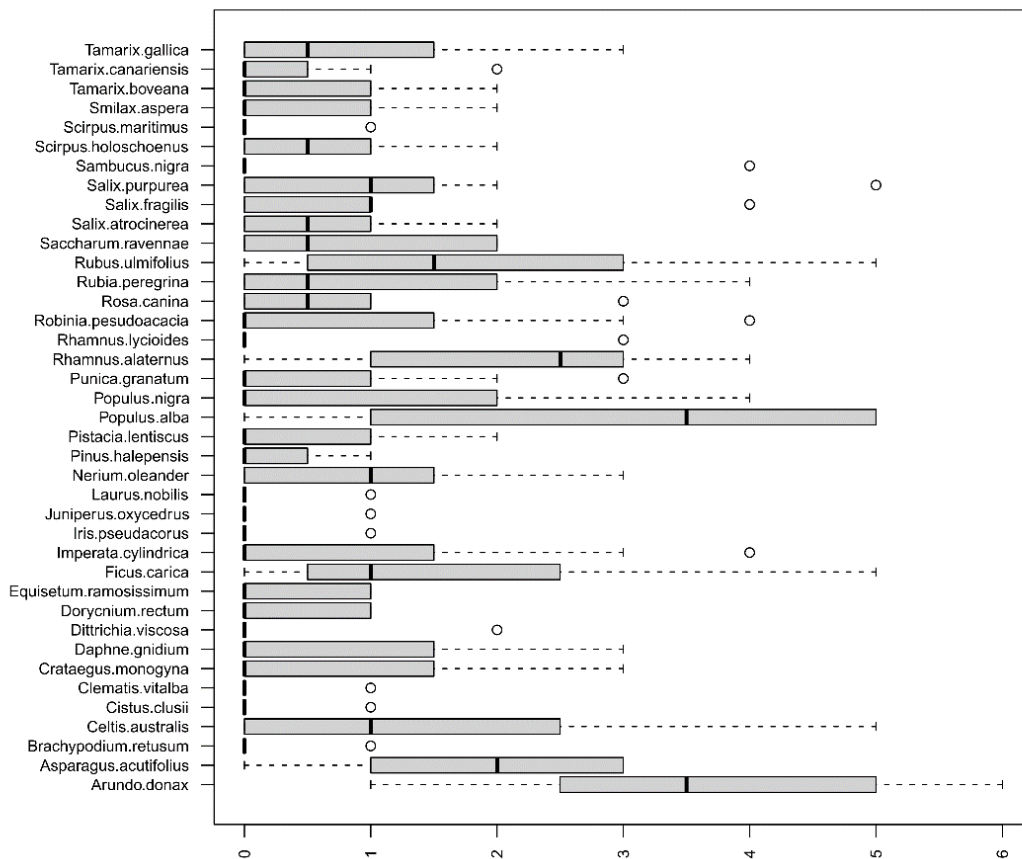


Figura 6 Abundancia relativa (0-6) de las especies en las parcelas restauradas tras transcurrir seis años desde su restauración (2021). La línea vertical en negrita representa la mediana, las cajas delimitan el rango intercuartil, mientras que los bigotes se extienden al máximo y mínimo observado, exceptuando los outliers o valores atípicos que están representados por puntos.

Tabla 3 Efecto de los factores tiempo ("año"), tratamiento ("EME/ERE") y su interacción ("año:tratamiento") en la abundancia de los taxones según GLM. Solo se muestran aquellas especies con diferencias significativas. ns=resultado no significativo.

Taxón	Año		Tratamiento (EME/ERE)		Año : Tratamiento	
	p-valor	Tendencia	p-valor	Tendencia (mayor valor)	p-valor	Tendencia
Total	0,312		0,001		0,031	
<i>Agrostis stolonifera</i>	ns	=	0,01	Referencia	ns	=
<i>Apium nodiflorum</i>	ns	=	0,01	Referencia	ns	=
<i>Arundo donax</i>	0,049	-	0,001	Restaurada	ns	=
<i>Asparagus horridus</i>	ns	=	0,009	Referencia	ns	=
<i>Brachypodium retusum</i>	ns	=	0,003	Referencia	ns	=
<i>Celtis australis</i>	0,025	+	ns	=	ns	=
<i>Coriaria myrtifolia</i>	ns	=	0,001	Referencia	ns	=
<i>Crataegus monogyna</i>	0,011	+	ns	=	ns	=
<i>Cynanchum acutum</i>	ns	=	0,035	Referencia	0,049	Ref (=); Rest (-)
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	ns	=	0,003	Referencia	ns	=
<i>Dorycnium rectum</i>	ns	=	0,007	Referencia	ns	=
<i>Equisetum ramosissimum</i>	ns	=	0,022	Referencia	0,019	Ref (+); Rest (-)
<i>Juniperus oxycedrus</i>	ns	=	0,044	Referencia	ns	=
<i>Mentha suaveolens</i>	ns	=	0,016	Referencia	ns	=
<i>Nasturtium officinale</i>	ns	=	0,041	Referencia	ns	=
<i>Osyris lanceolata</i>	ns	=	0,014	Referencia	ns	=
<i>Phragmites australis</i>	ns	=	ns	=	0,006	Ref (=); Rest (-)
<i>Populus nigra</i>	ns	=	0,028	Referencia	ns	=
<i>Retama sphaerocarpa</i>	0,045	-	ns	=	ns	=
<i>Rhamnus alaternus</i>	0,03	+	ns	=	0,05	Ref (=); Rest (+)
<i>Rosa canina</i>	ns	=	ns	=	0,042	Ref (=); Rest (+)
<i>Rubia peregrina</i>	ns	=	0,038	Referencia	ns	=
<i>Rubus caesius</i>	ns	=	0,001	Referencia	ns	=
<i>Saccharum ravennae</i>	ns	=	0,012	Referencia	ns	=
<i>Salix atrocinerea</i>	ns	=	ns	=	0,018	Ref (=); Rest (+)
<i>Salix fragilis</i>	0,049	+	ns	=	ns	=
<i>Salix purpurea</i>	0,045	+	ns	=	ns	=
<i>Samolus valerandi</i>	ns	=	0,006	=	ns	=
<i>Smilax aspera</i>	ns	=	0,035	=	ns	=
<i>Tamarix boveana</i>	ns	=	ns	=	0,034	Ref (=); Rest (+)
<i>Tamarix gallica</i>	ns	=	ns	=	0,049	Ref (=); Rest (+)

Brachypodium retusum (Pers.) Beauv., *Coriaria myrtifolia* L., *Cynanchum acutum* L., *Dorycnium pentaphyllum* Scop., *Dorycnium rectum* L., *E. ramosissimum*, *Juniperus oxycedrus* L., *Mentha suaveolens* Ehrh., *Nasturtium officinale* W.T. Aiton, *Osyris lanceolata* Hochst. & Steud., *Populus nigra* L., *Rubia peregrina* L., *Rubus caesius* L. y *Saccharum ravennae* (L.) Murray. Asimismo, en términos de la interacción año * tratamiento (p <0,05), la mayor parte de las especies mostraron una misma tendencia de cambio temporal de su abundancia tanto en las estaciones restauradas como en las de referencia (es decir, la interacción entre año y tratamiento resultó no significativa para la gran mayoría de especies). No obstante, las restauraciones han

permitido que 5 especies del conjunto de la vegetación ribereña aumentaran en abundancia exclusivamente en las estaciones restauradas: *R. alaternus*, *Rosa canina* L., *Salix atrocinerea* Brot., *Tamarix gallica* L. y *Tamarix boveana* Beitr.; mientras que especies herbáceas como *C. acutum*, *E. ramosissimum* y *Phragmites australis* (Cav.) Trin. experimentaron un descenso en la abundancia en estas estaciones.

3.3 Crecimiento de las especies plantadas

Respecto a la altura alcanzada en 2021 en las especies *P. alba*, *F. angustifolia* y *R. alaternus*, no se encontraron diferencias significativas (p > 0.05) entre las estaciones

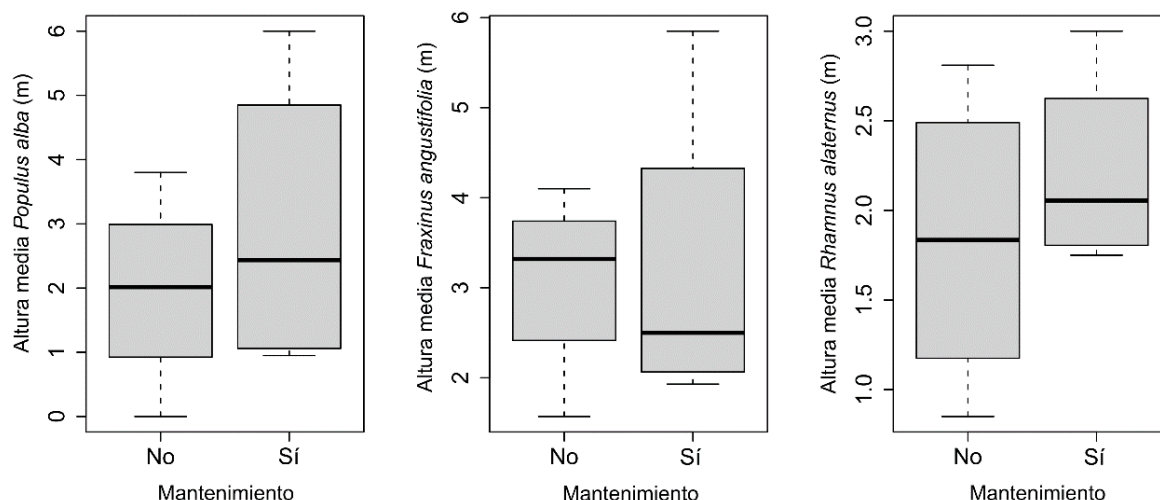


Figura 7 Diagrama de cajas de las alturas medias en 2021 de *Populus alba*, *Fraxinus angustifolia* y *Rhamnus alaternus*. Se muestran los resultados de las parcelas con mantenimiento posterior ("Sí") y sin mantenimiento ("No"). La línea horizontal en negrita representa la mediana, las cajas delimitan el rango intercuartil; mientras que los bigotes se extienden al máximo y mínimo observado.

donde se continuaron los desbroces y las que no (Figura 7), aunque en el caso de *P. alba* y *R. alaternus* parece que existe una tendencia a una mayor altura de los ejemplares en las estaciones con mantenimiento posterior.

3.4 Cobertura de las especies nativas y exóticas, densidad y altura de *A. donax*, riqueza de especies, y RQI

Respecto a la cobertura de las especies nativas y exóticas, no se observaron diferencias significativas entre años para las estaciones restauradas, pero sí tuvo efecto el mantenimiento (Tabla 4; Figura 8). Así, la cobertura media de la vegetación nativa fue ligeramente mayor en las estaciones con desbroces posteriores ($53,2 \% \pm 5,17$) que en aquellas donde no se realizaron ($46,8 \% \pm 2,72$); mientras que el valor medio de vegetación exótica en las estaciones sin mantenimiento posterior fue mayor ($55 \% \pm 2,91$) que en el caso de aquellas en que sí hubo

mantenimiento ($42,5 \% \pm 5,35$).

En cuanto a la densidad y la altura de *A. donax*, se encontraron diferencias significativas entre años (Tabla 4). Así, entre 2016 y 2017, conforme se iban realizando cortas de caña, se observó una ligera tendencia a aumentar su densidad ya que los tallos se vuelven más delgados, menos vigorosos, pero más abundantes. Sin embargo, en 2018 y 2019, en la parte final del proyecto, la densidad de la caña disminuyó significativamente. Posteriormente, en 2021, tendió a aumentar de forma leve (Figura 8). Asimismo, se produjo una disminución de la altura de la caña en 2016, lo que se debe principalmente a las labores de corta reiterada. Estos valores se mantuvieron prácticamente idénticos hasta 2019, cuando aumentaron paulatinamente debido a la ausencia o escaso mantenimiento tras la finalización del proyecto;

Tabla 4 Resultados de los modelos lineales de efectos mixtos de los diferentes indicadores ecológicos de la vegetación ribereña. Se muestran los p-valores para todo el modelo (prueba de razón de verosimilitud) y los diferentes términos (año, mantenimiento y la interacción entre ambos). Los resultados significativos ($p < 0.05$) aparecen en negrita. Tend= Tendencia; No mant = Sin mantenimiento. * Cambios temporales significativos en los que durante 2021 se observa un retroceso hacia las condiciones previas.

Variable respuesta	Modelo p-valor	Año		Mantenimiento		Año: Mantenimiento	
		p-valor	Tend.	p-valor	Tend.	p-valor	Tend.
Cobertura nativa	$2,2 \times 10^{-3}$	0,60	=	0,02	+	0,08	=
Cobertura exótica	0,09	0,63	=	0,04	-	0,71	=
Densidad <i>A. donax</i>	$9,3 \times 10^{-4}$	0,01	.*	0,47	=	0,07	=
Altura <i>A. donax</i>	$1,08 \times 10^{-9}$	$7,9 \times 10^{-6}$.*	0,40	=	0,01	No mant. (++)
Riqueza de especies	$3,8 \times 10^{-6}$	$2,7 \times 10^{-4}$	+*	0,39	=	0,37	=
Calidad riparia	0,10	0,10	=	0,17	=	0,58	=

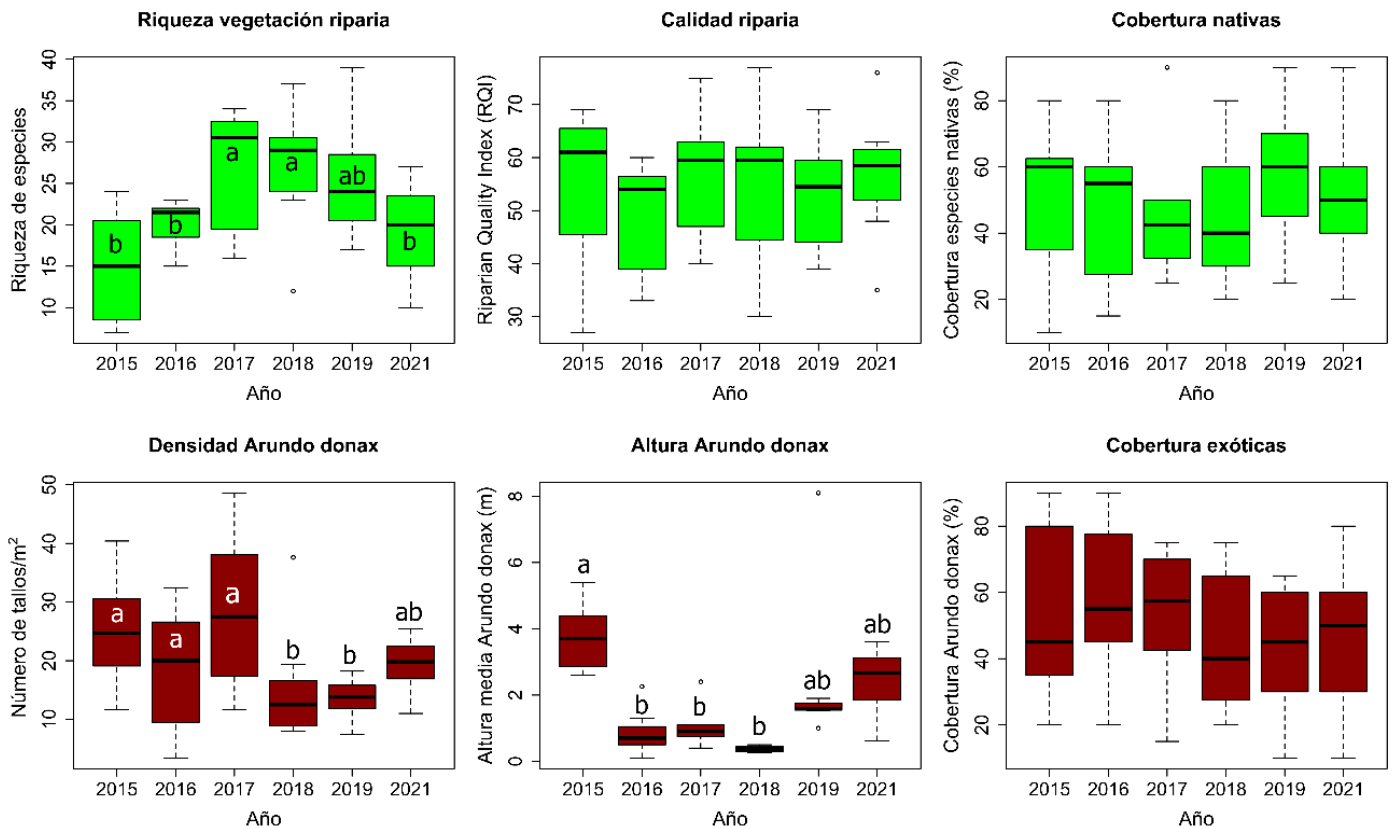


Figura 8 Diagrama de cajas de la evolución temporal de los indicadores ecológicos en las parcelas de actuación.

siendo la tendencia en 2021 a seguir aumentando y acercarse a las condiciones previas del inicio de la restauración en 2015 (Figura 8), especialmente en las estaciones sin mantenimiento posterior (interacción año*mantenimiento, $p < 0.05$; Tabla 4)

Respecto a la riqueza de especies nativas, se encontraron diferencias significativas entre años, pero el mantenimiento posterior no tuvo ningún efecto reseñable (Tabla 4). A partir del año 2016 se produjo un cambio importante gracias a las actuaciones de revegetación y la reposición de marras, manteniéndose el incremento durante 2017 y 2018. Sin embargo, una vez cesaron las actuaciones, se produjo un descenso progresivo de dicho indicador, hasta alcanzar en 2021 una riqueza ligeramente superior pero comparable a la que existía en 2015 (Figura 8).

En cuanto a la calidad riparia, no se observaron diferencias significativas entre años en el valor total del índice y en ninguno de sus componentes, así como tampoco en el mantenimiento posterior ni la interacción entre ambos factores (Tabla 4). Por tanto, la evolución temporal de dicha variable no experimentó cambios importantes en las estaciones muestreadas. No obstante, las estaciones que peor estado tenían previamente parecen haber mejorado ligeramente (Figura 8). En 2021 la calidad de las riberas de las estaciones 13, 23, 35, 37, 43

y 52 es pobre (valores comprendidos entre 69-40), la de la 14 es moderada (valores comprendidos entre 99-70) y la de 50 es mala (valores comprendidos entre 39-10); valores que distan mucho de los valores de referencia (calidad buena o muy buena).

Finalmente, todos los modelos cumplieron con los requisitos de homoscedasticidad y normalidad de los residuos.

4 Discusión

La evaluación del proyecto LIFE+ RIPILSILVANATURA ha permitido la adquisición de conocimiento sobre la evolución de la vegetación de ribera en los tramos restaurados y la detección de fallos de gran utilidad para futuros proyectos de restauración fluvial dentro de un marco de gestión adaptativa.

4.1 ¿Cómo han cambiado las comunidades riparias en los tramos restaurados?

En 2021, la composición de las comunidades de ribera en las estaciones restauradas mostró mayor similitud con las comunidades de referencia que la que existía previamente a su restauración, por lo que la complejidad de las comunidades restauradas ha aumentado. La mayor dispersión observada en 2021 en las estaciones restauradas respecto a las comunidades de referencia



(Figura 4) probablemente se deba a que las especies que se han plantado o sobrevivido no han sido las mismas en todos los tramos, lo que explicaría, por tanto, que la diversidad vegetal en cómputo haya sido mayor en las estaciones restauradas.

Tras las actuaciones de restauración, también han aumentado las abundancias de un gran número de especies nativas; aunque sus valores todavía son menores que en las estaciones de referencia. Así, especies arbóreas y arbustivas comúnmente utilizadas en las revegetaciones, como *C. australis*, *C. monogyna*, *R. alaternus*, *S. fragilis* y *S. purpurea*, han incrementado su abundancia. Estos resultados prometedores apoyan a otros estudios previos que han demostrado la efectividad de los sauces para competir exitosamente con *A. donax* por el espacio y los recursos nutricionales y, por ende, en el agotamiento de su productividad y extensión (Coffman, 2007).

Sin embargo, algunas especies herbáceas nativas sufren una disminución en su abundancia en las estaciones restauradas como consecuencia de los efectos colaterales producidos por los desbroces de caña, dado su bajo porte y carácter herbáceo. No obstante, este hecho no supone un problema importante, pues las especies afectadas, como *P. australis* y *E. ramossisimum*, son especies comunes con una amplia distribución espacial que poseen gran potencial de regeneración natural y de colonización en un corto periodo de tiempo (Duckett, 2008; Kettering *et al.*, 2021), siendo los daños asumibles en el medio y largo plazo.

4.2 ¿Cómo influye la continuación del mantenimiento (desbroce de cañas) tras la ejecución del proyecto?

La continuación de los desbroces de caña en las estaciones restauradas, a pesar de que han sido puntuales, ha conllevado una mayor cobertura de las especies nativas y menor de especies exóticas que en las estaciones donde no se han realizado, aunque la cobertura de especies nativas aún está lejos de ocupar la totalidad del espacio ripario ($53,2\% \pm 5,17$).

En las estaciones donde no se continuaron los desbroces, la mayor capacidad competitiva de *A. donax* ha provocado la recuperación de la cobertura del cañaveral en los últimos años y parece haber limitado el crecimiento de algunas de las especies plantadas, como ha sido observado en *P. alba* y *R. alaternus*, aunque las diferencias de las alturas medias entre zonas con y sin mantenimiento no han resultado significativas.

Sin embargo, dada la baja frecuencia e intensidad de los desbroces tras la finalización del proyecto (en aquellas estaciones en las que se realizaron), no se ha encontrado un efecto significativo del mantenimiento en el resto de

los indicadores utilizados (riqueza de especies nativas, RQI).

Por tanto, la prolongación de los desbroces de caña con una mayor frecuencia podría ser deseable con objeto de lograr una recuperación ecológica de las riberas más eficaz, así como un desarrollo óptimo de las especies nativas plantadas. Sin embargo, dado el coste y tiempo necesario para observar efectos significativos, la técnica de desbroce reiterado solo estaría indicada para áreas protegidas con especies de interés comunitario, donde no se puedan aplicar técnicas más agresivas (ej. el cubrimiento con polietileno de alta densidad; San Martín *et al.*, 2019) que presentan una mayor tasa de éxito en la lucha contra *A. donax* (Deltoro *et al.*, 2012; Velasco *et al.*, 2019).

4.3 Las actuaciones realizadas ¿han sido suficientes para reducir o eliminar la caña?

En términos generales, la abundancia de *A. donax* en las estaciones restauradas durante el periodo estudiado se ha reducido solamente un 4,9 %. Como era de esperar, las estaciones de referencia poseen una abundancia mucho menor de esta especie invasora, y, por lo tanto, no se logran alcanzar los valores deseables tras las actuaciones de restauración. Estos resultados distan mucho de los que se encontraron en un estudio realizado para evaluar las prácticas de restauración en las zonas ribereñas del río Bravo (Rubio *et al.*, *en prensa*), en el cual se observó que la abundancia de la caña disminuye en un 90% en los tramos restaurados en un periodo de dos años. En este caso, el método de restauración consistió en sembrar semillas de plantas autóctonas en las parcelas tras la eliminación de la caña.

Asimismo, los cambios positivos observados en el control de *A. donax* durante la ejecución del proyecto, parecen haberse revertido durante los dos años posteriores cuando cesan los desbroces, tendiendo a aumentar la altura y densidad de la caña hacia las condiciones existentes antes del inicio de las actuaciones. Así, aunque la densidad y la altura disminuyeron durante los años que duró el proyecto, posteriormente *A. donax* ha ido ocupando de forma progresiva el espacio ribereño y entrando en competencia directa por los recursos y el espacio con las especies nativas plantadas, que tras 6 años no alcanzan un porte suficiente (alturas de los ejemplares entre 5 y 1m de altura) para competir exitosamente.

La persistencia de la caña sugiere que las actuaciones basadas únicamente en el desbroce, aunque permitan la emergencia de las especies nativas mientras éstos duran, no son suficientemente eficaces para mantener su control en el medio-largo plazo. De hecho, tal y como han descrito otros trabajos (USEPA 1997; Guthrie 2007), como resultado del desbroce se produce inicialmente un

aumento de hasta un 15 % en la densidad de los tallos respecto a la situación inicial. Es por ello por lo que la aplicación de este método debería aplicarse en combinación con otros: químicos (herbicidas), físicos (cubrimiento con plásticos opacos) o fomento de la competencia con especies nativas (Deltoro et al., 2012) especialmente en medios ricos en nutrientes, dada la elevada productividad de *A. donax*. Además, Goolsby et al. (2015) sugieren que la utilización de la actividad fitófaga de determinados agentes de control biológico (ej., *Tetramesa romana*) tienen un impacto importante en el crecimiento de *A. donax*, reduciendo significativamente su biomasa; por lo que podría ser otro método alternativo al desbroce.

En otros tramos medios y bajos del río Segura, la Confederación Hidrográfica del Segura y la Asociación de Naturalistas del Sureste están aplicando en los últimos años el método de cubrimiento con plástico de polietileno para el control de la caña con resultados muy positivos y prometedores (Velasco et al. 2019). Este tratamiento consiste en un desbroce inicial en invierno y cubrimiento del suelo hasta el otoño siguiente con láminas de polietileno de 1 mm de grosor, lo que produce la muerte y descomposición de los rizomas subterráneos por efecto de las altas temperaturas y ausencia de luz. Aunque inicialmente tiene una inversión económica mayor (Deltoro et al., 2012), es más eficaz y no requiere un mantenimiento de las plantaciones más allá de los 2-3 primeros años. Además, se trata de un tratamiento de carácter sostenible, ya que una vez finalizado en una parcela, estas láminas de polietileno se pueden reutilizar para otras zonas a restaurar. Sin embargo, su aplicación se debe limitar a tramos completamente dominados por manchas monoespecíficas de *A. donax*.

4.4 ¿Hay una mejora general de la riqueza y el estado ecológico de las riberas hacia las condiciones de referencia?

La riqueza de especies nativas aumentó hasta el año 2018 con la consolidación de las especies plantadas en todas las estaciones restauradas. Sin embargo, el cese de las actuaciones de mantenimiento causó su disminución en el periodo 2019-2021, siendo la tendencia a situarse en valores cercanos a los iniciales de 2015. Otros estudios (Lennox et al., 2011) confirman que la riqueza disminuye a medida que la antigüedad del proyecto avanza. Esto se debe posiblemente a que las especies nativas plantadas requieren más tiempo para desarrollarse y competir con *A. donax*, que ocupa progresivamente el espacio ribereño e intercepta la luz solar (Jiménez-Ruiz & Santín-Montanyá, 2016).

Respecto a la calidad riparia, la ausencia de diferencias significativas entre los años y la continuidad o no del

mantenimiento señala que la mejora del estado ecológico de las riberas es difícil de lograr mediante acciones de restauración únicamente encaminadas a la eliminación de especies exóticas y la plantación de especies nativas. Para lograr un mayor éxito en el aumento la biodiversidad y la recuperación de las funciones y servicios ecosistémicos de los ríos y sus riberas, las presiones antrópicas sobre ellos deben reducirse, pues los impactos derivados de la actividad agrícola, la regulación de caudales y la urbanización son los principales causantes de la degradación de la calidad riparia en la cuenca hidrográfica del río Segura (Bruno et al., 2014; 2019a). Las alteraciones antropogénicas modifican profundamente el transporte de sedimentos y el régimen natural de caudales (Lorenz et al., 2017), elementos que resultan clave para el desarrollo y evolución de las comunidades riparias. Por tanto, si estas fuentes de estrés no se reducen o eliminan, los impactos que éstas provocan y la degradación asociada permanecerán, beneficiando la invasión de *A. donax* (Commander, 2013) y haciendo que las medidas de restauración aplicadas no sean eficaces. Así, medidas como la delimitación del dominio público hidráulico, el fomento y apoyo de prácticas agrícolas sostenibles, la eliminación de taludes y motas innecesarias, y la creación de redes de custodia del territorio, deben de tenerse en cuenta a la hora de establecer y diseñar estrategias de restauración fluvial y ribereña.

En definitiva, los resultados obtenidos en la evaluación realizada justifican la necesidad de extender a medio-largo plazo (al menos 5-10 años después de la realización del proyecto) las actuaciones de mantenimiento (desbroces de cañas) ajustando su frecuencia en base a las tendencias observadas. Teniendo en cuenta que la recuperación de los ecosistemas restaurados suele llevar años, o incluso décadas, y las respuestas de los ecosistemas a las actuaciones de restauración pueden ser a menudo no lineales o estocásticas, así como variar entre distintas áreas geográficas (González et al., 2015), las tendencias ecológicas observadas deben ser confirmadas en base a periodos de evaluación más largos. El seguimiento a largo plazo es, por tanto, muy recomendable para tener una visión completa de los procesos, efectos y durabilidad de las medidas aplicadas (Bruno et al., 2019b).

5 Conclusiones

Tras 6 años del inicio de las actuaciones de control de caña y de revegetación con especies nativas y 2 años de la finalización del proyecto LIFE+ RIPISILVANATURA, el grado de éxito alcanzado en el control de la caña y la recuperación del bosque de ribera es relativamente bajo, distando mucho de las condiciones de referencia.



La vegetación de ribera en las parcelas tratadas experimentó una diversificación en la composición de especies y un aumento en la abundancia respecto al inicio de las actuaciones, resultando una comunidad más similar a las comunidades de referencia.

Rhamnus alaternus, *Salix fragilis* y *Salix purpurea*, por su rápido crecimiento y aumento de su abundancia, pueden ser potenciales competidoras con *A. donax*; recomendándose su uso en futuros proyectos de restauración allí donde se den las condiciones adecuadas. En este sentido, la selección de estas especies como las más eficientes en la lucha contra *A. donax* debe alcanzar un equilibrio con mantener la máxima diversidad atendiendo a la composición de especies a lo largo del río, que pueda ofrecer ciertas garantías en caso de cambios ambientales bruscos en el actual contexto de incertidumbre climática.

El mantenimiento del desbroce de la caña a medio plazo favorece el crecimiento y la cobertura de las especies nativas, por lo que es especialmente recomendable en áreas protegidas o con interés de conservación donde otros métodos de control son inaplicables.

La ausencia de mantenimiento posterior produce un aumento de la cobertura, la densidad y la altura de *A. donax* en las parcelas restauradas tendiendo a volver al estado previo a la restauración.

Tras el incremento debido a las revegetaciones con especies autóctonas, la riqueza de especies nativas disminuye tras el cese del mantenimiento debido a la productividad y capacidad competitiva de *A. donax*.

La calidad de las riberas no experimentó mejoras significativas en el tiempo, manteniendo valores de calidad insuficientes, lejos de los objetivos marcados en la Directiva Marco del Agua.

La prolongación del mantenimiento y un seguimiento a medio-largo plazo, así como la implementación de medidas contra las presiones antrópicas, se divisan fundamentales para garantizar el éxito y la eficiencia de los proyectos de restauración de riberas en ambientes mediterráneos y, especialmente, en la cuenca del río Segura.

6 Agradecimientos

A todas las personas que participaron en la coordinación, ejecución y seguimiento del proyecto LIFE + RIPISILVANATURA, en especial a Adolfo Mérida, Jaime Fraile y Eduardo LaFuente (CHS), Rosa Olivo, Ricardo Zarandona (TRACSA), Jorge Sánchez (ANSE), Francisco Robledano y Victor Zapata (UMU). D. Bruno fue financiado por PTI Ecobiodiv (VAECT-CSIC).

7 Referencias

- Brooks, M.L., Belnap, J., Sanford, R. (2005). Fire and invasive annual grasses in Western ecosystems. Final Report for JFSP Project Number 00-1-2-04.
- Bruno, D., Belmar, O., Sánchez-Fernández, D., Guareschi, S., Millán, A., Velasco, J. (2014). Responses of Mediterranean aquatic and riparian communities to human pressures at different spatial scales. *Ecological Indicators*, 45, 456-464. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.04.051>
- Bruno, D., Zapata, V., Guareschi, S., Dettori, E., Picazo, F., Millán, A., Velasco, J., Robledano, F. (2019a). LIFE+ RIPISILVANATURA: Preliminary assessment of the effect of riparian restoration actions on aquatic and terrestrial biodiversity. *RestauraRíos: III Congreso Ibérico Restauración Fluvial*. Murcia. Comunicaciones Orales: 322-330.
- Bruno, D., Zapata V., Guareschi, S., Picazo F., Dettori, E., Carbonell, J.A., Millán, A., Velasco, J., Robledano, F. (2019b). Short-Term Responses of Aquatic and Terrestrial Biodiversity to Riparian Restoration Measures Designed to Control the Invasive *Arundo donax* L. *Water*, 11(12), 2551. <https://doi.org/10.3390/w11122551>
- Coffman, G.C. (2007). Factors Influencing Invasion of Giant Reed (*Arundo donax*) in Riparian Ecosystems of Mediterranean-type Climate Regions. University of California. Los Ángeles.
- Commander, C.J. (2013). The Influence of Dams on the Abundance of *Arundo donax* (Giant Reed) in Riparian Corridors. Master's Thesis, Biological Sciences-California State University, Sacramento, CA, USA. <http://hdl.handle.net/10211.9/2335>
- Deltoro Torró, V., Jiménez Ruiz, J., Vilán Fragueiro, X.M. (2012). Bases para el manejo y control de *Arundo donax* L. (Caña común). Valencia. Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient y Generalitat Valenciana.
- Duckett, J.G. (2008). Towards an understanding of sex determination in *Equisetum*: an analysis of regeneration in gametophytes of the subgenus *Equisetum*. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 74(3), 215-242. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8339.1977.tb01177.x>
- Ferreira, M.T., Aguiar, F.C., Nogueira, C. (2005). Changes in riparian woods over space and time: influence of environment and land use. *Forest Ecology and Management*, 212, 145-159. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.010>
- Forman, R.T.T., Gordon, M. (1986). *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons Ltd., New York.
- González del Tánago, M. (2003). La Restauración de los cauces y riberas fluviales. *Mètode*, 38, 88-92. Universitat de Valencia. <https://metode.es/>
- González del Tánago, M., García de Jalón, D. (2011). Riparian Quality Index (RQI): A methodology for characterising and assessing the environmental conditions of riparian zones. *Limnetica*, 30 (2), 235-254.
- González E., Sher A.A., Tabacchi E., Masip A. & Poulin M. (2015). Restoration of riparian vegetation: A global review of implementation and evaluation approaches in the international, peer-reviewed literature. *Journal of Environmental Management*, 158, 85-94. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.033>
- Goolsby, J.A., Moran, P.J., Racelis, A.E., Summy, K.R., Jimenez M.M., Lacewell, R.D., Perez de Leon, A., Kirk, A.A. (2015). Impact of the biological control agent *Tetramesa romana*

- (Hymenoptera: Eurytomidae) on *Arundo donax* (Poaceae: Arundinoideae) along the Rio Grande River in Texas. *Biocontrol Science and Technology*, 26(1),47-60. <http://dx.doi.org/10.1080/09583157.2015.1074980>
- Gordon, D.R., Welker, J.M., Menke, J.W., Rice, K.J. (1989). Competition for soil water between annual plant and blue oak (*Quercus douglasii*) seedlings. *Oecologia*, 79 (4), 533-541.
- Guareschi, S., Wood, P.J. (2021). Biological Invasions of River Ecosystems: A Flow of Implications, Challenges, and Research Opportunities. En *Imperiled: The Encyclopedia of Conservation. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*, Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821139-7.00147-1>
- Guthrie, G. (2007). Impacts of the invasive reed *Arundo donax* on biodiversity at the community-ecosystem level. MSc Thesis, Biodiversity and Conservation Biology Department, University of the Western Cape.
- Hardion, L., Verlaque, R., Saltonstall, K., Leriche, A., Vila, B. (2014). Origin of the invasive *Arundo donax* (Poaceae): A trans-Asian expedition in herbaria. *Annals of Botany*, 114, 455-462. <https://doi.org/10.1093/aob/mcu143>
- Jiménez-Ruiz, J., Santín-Montanyá, M.I. (2016). An approach to the integrated management of exotic invasive weeds in riparian zones. In *Riparian Zones: Characteristics, Management Practices, and Ecological Impacts*; Pokrovsky, O.S., Ed.; Nova Science Publishers: New York, NY, USA, pp. 99-124.
- Kettering, K.M., McCormick, M.K, Baron, H.M., Whigham, D.F. (2021). Mechanisms of *Phragmites australis* invasion: feedbacks among genetic diversity, nutrients, and sexual reproduction. *Journal of Applied Ecology*, 48, 1305-1313. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02024.x>
- Lennox, M. S., Lewis, D. J., Jackson, R. D., Harper, J., Larson, S., Tate, K. W. (2011). Development of vegetation and aquatic habitat in restored riparian sites of California's north coast rangelands. *Restoration Ecology*, 19: 225-233. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00558.x>
- Lorenz, A.W., Haase, P., Januschke, K., Sundermann, A. Hering, D. (2017). Revisiting restored river reaches - Assessing change of aquatic and riparian communities after five years. *Science of the Total Environment*, 613-614, 1185-1195. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.188>
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., De Poorter, M. (2004). 100 of the World's Worst Invasive Alien Species: A Selection from the Global Invasive Species Database; Invasive Species Specialist Group: Auckland, New Zealand.
- Nilsson, C., Grelsson, G. (1995). The fragility of ecosystems: a review. *Journal of Applied Ecology*, 677-692. <https://doi.org/10.2307/2404808>
- Puértolas, L., Damásio, J., Barata, C., Soares, A. M., Prat, N. (2010). Evaluation of side-effects of glyphosate mediated control of giant reed (*Arundo donax*) on the structure and function of a nearby Mediterranean river ecosystem. *Environmental research*, 110(6), 556-564.
- R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- San Martín, C., Gourlie, J. A., Barroso, J. (2019). Control of volunteer giant reed (*Arundo donax*). *Invasive Plant Science and Management*, 12(1), 43-50.
- Schnitzler-Lenoble, A. (2007). *Fôrets alluviales d'Europe. Écologie, Biogéographie and Valeur intrinsèque*. Lavoisier, Ed. Tec & Doc, Paris. 387 pp.
- Rubio A., Wright K. & Longing S. En prensa. Evaluation of restorarian practices involving pollinator habitat and invasive giant reed in a lower Rio Grande riparian corridor. *Ecological Restoration*.
- USEPA. (1997). Control of giant cane in riparian and wetland areas of northern and central California. Final report.
- Velasco, J., Ríos, S., Vives, R., Llorente, N., Sánchez, D., Abellán, P., Martínez. (2008). *Manual para la restauración de riberas en la Cuenca del río Segura*. Editorial: Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino-Confederación Hidrográfica del Segura.
- Velasco, J., Angosto, I., Gómez, R., Macho, A., González, J.L., Sánchez-Balibrea, J., Almansa, F., La Fuente, E. (2019). Eficacia del método de cubrimiento con polietileno en el control de la caña en el río Segura. En: *Actas del III Congreso Ibérico de Restauración Fluvial*, pp: 221-230. Centro Ibérico de Restauración Fluvial-CHS, Murcia.