



UNIVERSIDAD DE MURCIA
FACULTAD DE BIOLOGÍA

Seguimiento y evaluación de las
actuaciones de control de la caña (*Arundo
donax*) en el marco del proyecto LIFE+
RIPISILVANATURA

ALBERTO CONESA NIETO
TRABAJO FIN DE MÁSTER

MÁSTER EN TECNOLOGÍA, ADMINISTRACIÓN Y GESTIÓN
DEL AGUA (TAYGA)

Curso académico 2016/2017

ÍNDICE

RESUMEN.....	3
ABSTRACT	4
1. INTRODUCCIÓN	5
1.1. Las Especies Exóticas Invasoras: un problema global	5
1.2. Especies exóticas invasoras en ambientes riparios	6
1.2.1. <i>Arundo donax</i>	7
1.3. Problemática existente con <i>Arundo donax</i> en la cuenca del Segura	11
1.4. Antecedentes en la lucha contra <i>Arundo donax</i>	14
1.5. Objetivos e hipótesis	15
2. MATERIAL Y MÉTODOS.....	16
2.1. Área de estudio	16
2.2. Estaciones de Monitorización Ecológica (EMEs) y de referencia (EREs).....	17
2.4. Protocolo para el seguimiento y evaluación de las actuaciones de control de caña	21
2.4.1. Crecimiento y regeneración	21
2.4.2. Riqueza de especies	23
2.4.3. Calidad ecológica: Riparian Quality Index (RQI)	23
2.5. Análisis de los datos	24
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	25
3.1. Altura y densidad de <i>Arundo donax</i>	26
3.2. Riqueza de especies vegetales riparias (total y por bandas)	29
3.3. Cobertura de especies nativas y exóticas	32
3.4. Riparian Quality Index (RQI).....	34
4. CONCLUSIONES.....	36
5. AGRADECIMIENTOS.....	37
6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	38
7. ANEXOS	43
Anexo 1. Relación de todas las especies vegetales riparias inventariadas en el área de estudio.....	43
Anexo 2. Especies y número de pies plantados en cada tesela de monitorización.	45
Anexo 3. Hoja de campo utilizada para muestrear el crecimiento y regeneración de <i>A. donax</i>	47
Anexo 4: Hoja de campo utilizada para el monitoreo del RQI.....	48
Anexo 5: Hoja de campo utilizada para inventariar las especies vegetales.....	49
Anexo 6: Datos utilizados para la realización de los análisis	51

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Formación monoespecífica de <i>Arundo donax</i> en las riberas del río Segura.	7
Figura 2: Países del mundo en los que está presente <i>A. donax</i>	9
Figura 3: Distribución de <i>A. donax</i> en España.....	9
Figura 4: Métodos recomendados para la eliminación de cañaverales.....	15
Figura 5: Distribución de hábitats riparios autóctonos y tramos invadidos por la caña en la zona de actuación.....	16
Figura 6: Localización del tramo de actuación en el río Segura.....	18
Figura 7: Estación de referencia ecológica La Huertecica.	19
Figura 8: Adelfa (o baladre) plantado (<i>Nerium oleander</i>)	20
Figura 9: Detalle de la unidad de muestreo de vegetación de 1 m ²	23
Figura 10: Variación temporal de los valores medios de la altura máxima y media de <i>A. donax</i> por tipo de tratamiento	26
Figura 11: Evolución de la altura media de <i>A. donax</i> desde 2015 a 2017.....	27
Figura 12: Variación temporal de la densidad media de <i>A. donax</i> por tipo de tratamiento.	28
Figura 13: Evolución de la densidad de <i>A. donax</i> desde 2015 a 2017..	28
Figura 14: Comparativa de una tesela de monitoreo en 2015 con su estado en 2017	29
Figura 15: Variación temporal de la riqueza media total de especies vegetales riparias por tipo de tratamiento	29
Figura 16: Evolución de la riqueza total desde 2015 a 2017.	30
Figura 17: Variación temporal de la riqueza media total de especies vegetales riparias por bandas y por tipo de tratamiento	31
Figura 18: Evolución de la cobertura espacial (%) de especies nativas y exóticas desde 2015 a 2017.	32
Figura 19: Variación temporal del valor medio de la cobertura espacial (%) de suelo desnudo, especies exóticas y especies nativas para las estaciones de referencia y por tipo de tratamiento.	33
Figura 20: Evolución temporal del RQI.	35
Figura 21: Evolución temporal del valor medio del RQI por tratamiento.....	35

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Teselas de muestreo seleccionadas para llevar a cabo el seguimiento del proyecto	19
Tabla 2: Clases de calidad o estado ecológico de las riberas	24
Tabla 3: Resultados de los ANOVA	25

RESUMEN

Las especies exóticas invasoras son consideradas una de las cinco causas principales de pérdida de biodiversidad. En concreto, la caña (*Arundo donax*), originaria de Asia, ha colonizado progresivamente el área mediterránea, norte de África, Australia y ambas Américas, siendo una de las 100 especies invasoras más peligrosas a nivel mundial, produciendo numerosos impactos y pérdida de funciones y servicios en los ecosistemas riparios. En España, y en especial en la cuenca del río Segura, la caña está ampliamente extendida, siendo la especie dominante en los tramos medios y bajos de los ríos, en detrimento de la vegetación riparia autóctona, como es el caso del hábitat 92A0 (Directiva 92/43/CEE). A lo largo del tiempo se han utilizado diferentes métodos de control de la caña: quema, tratamiento químico (glifosato), cubrimiento, inundación o desbroce, entre otros. En este trabajo se valora la eficacia del método de cortas reiteradas (intensivo vs extensivo) combinado con la plantación de especies autóctonas para fomentar la competencia con la caña a lo largo de 50 km en el tramo medio del río Segura, en el marco del proyecto LIFE+ RIPISILVANATURA (LIFE13 BIO/ES/1407). Para ello, se ha llevado a cabo un seguimiento anual de diversos indicadores ecológicos (altura media y densidad de caña, riqueza de especies vegetales, calidad riparia, cobertura de especies nativas y exóticas) en un conjunto de 16 estaciones de monitoreo representativas de las parcelas de actuación. Se ha analizado la evolución de estas variables desde 2015 (estado previo a las actuaciones) hasta 2017 a través de ANOVAs y post-hoc tests. En general, se observó una reducción significativa de la altura de la caña, un aumento en la riqueza de especies autóctonas y una mejora del estado ecológico de las riberas, aunque dichos indicadores distan todavía mucho de alcanzar los valores de referencia (buen estado de conservación).

Palabras clave: Especies invasoras, restauración de ríos, riberas fluviales, indicadores ecológicos, biomonitoreo, evaluación ecológica.

ABSTRACT

Invasive alien species are on the top five causes for biodiversity loss. In particular, the giant reed (*Arundo donax*), native to Asia, has colonized progressively the Mediterranean zone, the north of Africa, Australia and America, since it is part of the 100 most dangerous invasive species worldwide. It causes a lot of impacts and a great loss of functions and services in the riparian ecosystems. In Spain, and especially in the Segura river basin, the giant reed is thoroughly spread, which makes it the predominant species in the medium and low river reaches, to the detriment of the native riparian vegetation, like it occurs in the habitat 92A0 (DIRECTIVE 92/43 CEE). Different methods have been used to control giant reed: burning, chemical treatment (glyphosate), covering, flooding or weeding, among others. In this paper, we value the efficiency of one method: the repeated pruning (intensive vs. extensive) combined with a plantation of native species to promote species competition along 50 km of the medium stretch of the Segura river, on the setting of the project LIFE+ RIPISILVANATURA (LIFE13 BIO/ES/1407). Thus, we have carried out an annual biomonitoring of several ecological indicators (average height and thickness of the giant reed, riparian richness, riparian quality, native and exotic species cover) in a set of 16 biomonitoring stations representative of the involved plots. We have analysed the evolution of these variables from 2015 (before restoration measures were applied) until 2017 by ANOVAs and post-hoc tests. In general we have observed a significant reduction of the giant reed height, an increase of the riparian richness and an improvement of the riparian ecological status. Nevertheless, the values of the ecological indicators are still far from the reference values (good conservation status).

Keywords: Invasive alien species, river restoration, riparian vegetation, ecological indicators, biomonitoring, ecological assessment.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Las Especies Exóticas Invasoras: un problema global

La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (2005) reconoce a las especies exóticas invasoras como una de las cinco causas principales de la pérdida de biodiversidad, junto con la destrucción del hábitat, la sobreexplotación, la contaminación y el cambio climático.

Hablamos de Especies Exóticas Invasoras (a partir de ahora EEIs) para referirnos a aquellas especies de origen remoto que llegan a un nuevo territorio y se extienden por él a gran velocidad, perturbando la estructura y funcionamiento del ecosistema receptor y causando daños ecológicos y socioeconómicos (Mooney y Hobbs, 2000). Si bien es cierto que la propagación de EEIs constituyen un fenómeno natural, igualmente cierto es que la expansión del ser humano sobre la tierra ha acelerado el proceso de una manera exponencial. En unos casos ha sido de manera voluntaria, como el traslado de especies de un lugar a otro con el fin de obtener un beneficio económico de los mismos (cultivos agrícolas, especies de interés pesquero o ganaderas, por ejemplo); mientras que en otros este desplazamiento de ciertas especies se ha llevado a cabo de manera involuntaria, como el producido con algunos peces, algas e invertebrados que son transportados con las aguas de lastre de los barcos y son liberados en zonas distantes de su lugar de origen. (Castro-Díez *et al.*, 2004).

La presencia de EEIs conlleva diversas consecuencias ecológicas, como la pérdida de biodiversidad (Czech y Krausman, 1997) o la degradación de los ecosistemas (Steward y Hull, 1949; Mack, 1981), lo que finalmente puede derivar en una afectación de los servicios que nos ofrecen dichos ecosistemas. No menos importantes pueden ser los perjuicios económicos, como por ejemplo la pérdida de recursos agrícolas y forestales (March y Martínez, 2007), o sanitarios, como la liberación de patógenos fuera de su zona de distribución natural, lo que puede provocar la expansión de enfermedades (Antia *et al.*, 2003).

Las estrategias de gestión y control de las EEIS son múltiples y varían en función del grado de expansión o establecimiento de las EEIs en las zonas afectadas. Las campañas de prevención para evitar la introducción de una especie sería la opción más deseable ya que es la más eficaz, y presenta el mejor ratio coste-beneficio (económica y ambientalmente hablando) de combatir una introducción (Shine *et al.*, 2000). En segundo lugar, debe priorizarse el establecimiento de un sistema de alerta temprana para evitar su rápida expansión (Pyšek y Richardson, 2010). Una vez que la especie ha comenzado a expandirse por un área, quedan opciones como la mitigación, para reducir el impacto que provocan las EEIs en los ecosistemas, o la restauración, que trata de llevar al ecosistema a su estado natural previo a la invasión (Hobbs y Harris, 2001).

1.2. Especies exóticas invasoras en ambientes riparios

Las plantas exóticas han incrementado su diversidad y abundancia en ríos y medios riparios de todo el mundo en los últimos años y esto puede provocar profundas alteraciones en su estructura y funcionamiento (Richardson *et al.*, 2007).

Los ambientes riparios son especialmente vulnerables a las invasiones biológicas debido a las características especiales de los mismos. Los ríos actúan como corredores ecológicos por los que pueden desplazarse las EEIs, favoreciendo su expansión longitudinal a lo largo del río y transversal (desde el cauce hacia la llanura de inundación), al tratarse de un ecotono entre ambientes terrestres y acuáticos (Hood y Naiman, 2000). Además, en zonas semiáridas la disponibilidad de agua (ya sea por contacto directo o por la cercanía del nivel freático a la superficie) en las riberas fluviales es mucho mayor que en las áreas adyacentes por lo que no constituye un limitante para el crecimiento vegetal.

Las perturbaciones humanas juegan un papel muy importante en la colonización de estos ambientes por parte de EEIs. Así, las zonas riparias de tramos medios y bajos de los ríos están sometidas generalmente a numerosos e intensos impactos, principalmente de origen antrópico, tales como incendios, regulación de caudales, agricultura así como alteraciones hidromorfológicas como encauzamientos y motas, lo que facilita la expansión y el asentamiento de las especies exóticas. En cambio, en

riberas fluviales con buen estado de conservación (y sin impactos humanos) es raro observar EEIs, dado que las especies riparias autóctonas son buenas competidoras en comparación con las especies invasoras, las cuales tienen en general, carácter oportunista (Gurevitch y Padilla, 2004). Sin embargo, cuando se produce la fragmentación de las riberas como consecuencia de un impacto antrópico (ej. deforestación para cultivos agrícolas ya que son las áreas más fértiles o la construcción de presas que modifican el régimen natural de caudales) se da la oportunidad a la entrada de estas especies invasoras, que en poco tiempo son capaces de extenderse por amplias superficies ante la ausencia de competencia. Una vez establecidas, es muy difícil revertir el proceso dada la dificultad que tienen las especies nativas de recolonizar las riberas, puesto que tienen un crecimiento más lento y los nichos se encuentran ya ocupados por las especies invasoras.

1.2.1. *Arundo donax*

La caña (*Arundo donax*) (Figura 1) es una planta exótica considerada como uno de los 100 organismos más invasores del mundo (Lowe *et al.* 2000). El género *Arundo* pertenece a la familia de las gramíneas (*Poaceae*) e incluye seis especies nativas de climas cálidos de Europa, Asia y África. *A. donax* pertenece a la subfamilia *Arundinoideae*, que incluye gramíneas tropicales caracterizadas por inflorescencias plumosas (*Cortaderia*, *Phragmites*, etc). Las de la caña miden entre 40 y 60 centímetros y aparecen en el extremo de los tallos, a finales de agosto.



Figura 1: Formación monoespecífica de *Arundo donax* en las riberas del río Segura . Fuente: Elaboración propia

Aunque *A. donax* tiene la capacidad de crecer en ambientes muy dispares, sus tasas más elevadas de crecimiento se han registrado en medios insolados, con temperaturas elevadas y abundancia de nutrientes y recursos hídricos. En estas condiciones, los brotes exhiben incrementos en longitud de hasta 70 centímetros por semana (Hoshovsky, 1986) o 10,2 centímetros por día (Dudley, 2000), llegando a alcanzar 6 m de altura. Esta velocidad de desarrollo se debe a que todo el crecimiento se invierte en tejidos fotosintéticos con elevada capacidad fotosintética (Rossa *et al.*, 1998; Spencer y Ksander, 2006) y es sustentada por un elevado consumo de agua, que puede llegar a ser 20 veces mayor que el de la vegetación ribereña nativa (Hendrickson y McGaugh, 2005).

La caña, durante su desarrollo, pasa por dos fases principalmente:

- Durante su primer año son enteramente verdes, desarrollándose verticalmente y produciendo únicamente tejido fotosintético.
- Las cañas de dos o más años se encuentran lignificadas y ramificadas secundariamente.

Son estas últimas las que permiten la expansión del cañaveral mediante el enraizamiento de dichos tallos lignificados al entrar en contacto con el sustrato, ya sea por haber sido tumbadas (Boland, 2006) o al fragmentarse, perdiendo el contacto con el cañaveral y enraizando en otro lugar, siendo conocido esto último como la reproducción asexual de la planta (Grace, 1993). La otra manera de expansión que posee el cañaveral sería mediante el crecimiento de los rizomas, considerado como el responsable principal de su rápida expansión, aunque se ha demostrado que es más lento en comparación con el de los tallos (Else, 1996; DiTomaso, 1998) , el cual puede llegar a ser 7,4 veces más rápido (Decruyenaere y Holt, 2005).

A. donax, aunque originaria de Asia, se encuentra en gran parte de las regiones templado-cálidas y tropicales del mundo (Figura 2). Está presente en el sur de Europa, Sudáfrica, norte de África, Australia, Nueva Zelanda, la mayor parte del centro y sur de Asia, Estados Unidos, Antillas, América Central, América del Sur, las islas del Pacífico y Macaronesia (Deltoro *et al.*, 2012).



Figura 2: Países del mundo en los que está presente *A. donax*. . Fuente: Deltoro *et al.*, 2012

La caña es una de las plantas exóticas más comunes en las riberas de los ríos españoles. A pesar de estar presente en prácticamente todo el territorio nacional (Figura 3), su presencia destaca en la costa gallega, en zonas del País Vasco y, sobre todo, en toda la vertiente mediterránea.

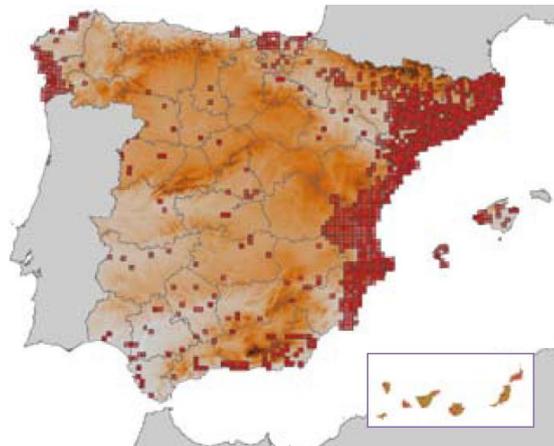


Figura 3: Distribución de *A. donax* en España. La presencia se muestra mediante cuadrículas UTM de 10x10 km de lado. Cabe comentar que dada su rápida expansión, su distribución en la Región de Murcia y en otras comunidades autónomas es mucho mayor que la reflejada en el mapa. Fuente: Deltoro *et al.*, 2012

La caña es una especie que provoca múltiples **impactos** sobre el ecosistema fluvial, entre los que destacan los siguientes (TYPESA, 2014):

- **Desplaza a la vegetación autóctona** (Coffman, 2007), reduciendo y alterando la red trófica. Altera la estructura de las comunidades riparias ya que compite en sus fases iniciales con especies como sauces, olmos, etc. a los que finalmente

acaba desplazando. La disminución de la heterogeneidad del hábitat y la falta de depredadores herbívoros genera una masa vegetal dominada monoespecíficamente por la caña, lo que impide la penetración de la luz y su utilización por parte de las especies autóctonas. Además también libera en el medio una serie de sustancias nocivas que actúan como inhibidores para la germinación y regeneración de otras especies.

- **Disminuye la disponibilidad de suelo** (Herrera y Dudley, 2003). El hábitat bajo las aglomeraciones de caña es menos apto para invertebrados por el poco suelo libre que existe, disponiendo de menos refugios para pequeños mamíferos.
- **Proporciona escaso hábitat y alimento** (Bell, 1997) a las comunidades faunísticas asociadas. Además, es un recurso alimenticio de baja calidad siendo su palatabilidad baja, por lo que apenas hay especies que se alimenten del mismo.
- **Pérdida de biodiversidad** (Guthrie, 2007). Las masas monoespecíficas de caña suponen una pérdida de riqueza natural. En comparación con la ripisilva autóctona estas masas suponen un hábitat muy pobre en términos de biodiversidad. Reduce la abundancia y diversidad de invertebrados disponibles, lo que reduce el valor del hábitat para especies que se alimentan de ellos. Así, las aves riparias que anidan en ramas y cavidades arbóreas son especies fuertemente afectadas por la invasión de la caña y los cambios de hábitat que la misma implica.
- **Aumenta el riesgo de incendio** (Scott, 1994). Los ríos suponen auténticos cortafuegos en caso de incendios forestales. Las zonas con alta densidad de caña pueden facilitar la propagación de incendios debido a su alta inflamabilidad y combustibilidad. Además, se regeneran rápidamente después del fuego.
- **Aumenta el riesgo de inundaciones** (Ambrose y Rundel, 2007). En caso de avenidas importantes del río, la caña se desprende del suelo pudiendo llegar a hacer grandes taponamientos en puentes y acueductos, con el consecuente peligro de desbordamiento y colapso de la infraestructura.

- **Consume mucha más agua que la vegetación autóctona** (Abichandani, 2007). En comparación con la vegetación riparia autóctona, el consumo de agua de la caña es del orden de tres veces mayor, llegando a ser incluso 20 veces mayor en ríos semiáridos. Debido a esta alta evapotranspiración, en algunas zonas es utilizada para la desecación de fangos residuales de depuradora.
- **Disminuye la calidad del agua** (Bell, 1997), con más temperatura y menos oxígeno. Proporciona poca sombra al río, lo que provoca un aumento de temperatura del agua (a diferencia de sauces, chopos, álamos, olmos, etc.) baja la concentración de oxígeno, disminuyendo la presencia de macroinvertebrados y otra fauna acuática. Una mayor cantidad de luz incrementa el pH (alcalinización) ya que las algas aumentan la actividad fotosintética. El incremento en la alcalinidad del agua facilita la conversión del amoníaco a la forma tóxica desionizada y un empeoramiento de la calidad del agua.

En resumen, la caña representa una amenaza real para la viabilidad de los ecosistemas acuáticos y riparios, ya que puede alterar rápidamente los procesos ecológicos, su estructura y funcionamiento, en un periodo relativamente corto de tiempo, cuyo resultado es el empeoramiento de la calidad del agua y la banalización y empobrecimiento de las comunidades acuáticas y terrestres asociadas.

1.3. Problemática existente con *Arundo donax* en la cuenca del Segura

La cuenca del río Segura se encuentra formada por tres grandes unidades fisionómicas y de paisaje ripario (Alcaraz *et al.*, 1997). El sector 1, en el extremo septentrional de la cuenca, comprende la franja entre la cabecera y los 1000 m de altitud, siendo la formación de bosque de ribera típica la saucedá-fresneda. En el sector 2 (en el que se encuentra en área de estudio), comprendido entre los 1000 y 300 m de altitud, destaca la formación más característica la chopera-alameda. Finalmente, el sector 3, situado entre los 300 m de altitud y la desembocadura de río Segura, se encuentra dominado principalmente por la formación de alameda-tarayal (Velasco *et al.*, 2008).

Las zonas riparias constituyen áreas que proporcionan numerosos bienes y servicios debido a la gran diversidad de especies y de procesos ecológicos que las caracterizan (TYPESA, 2014; Velasco *et al.*, 2008), como los que se nombran a continuación:

- Regulan el microclima de la zona (luz y temperatura).
- Contribuyen a regular la forma y dinámica del río.
- Estas zonas proveen de hábitat a un elevado número de especies silvestres de flora y fauna, a la vez que actúan como corredores ecológicos para el desplazamiento/dispersión de especies.
- Actúan como filtro verde frente a la entrada de sedimentos y sustancias contaminantes al medio acuático.
- Actúan como zonas de acumulación de agua, materia orgánica y sedimentos.
- Funcionan como zona de recarga de acuíferos.
- Presentan importantes valores paisajísticos y funciones socio-económicas.

Las riberas fluviales de la cuenta del Segura han sufrido una fuerte degradación ecológica debido principalmente a la intensificación agrícola, teniendo como consecuencia la eliminación o deterioro de la vegetación riparia en grandes áreas, provocando la pérdida de numerosos procesos ambientales y funciones ecosistémicas. Entre las causas de este deterioro se encuentran las infraestructuras del control de caudales, las roturaciones con fines agrícolas, el uso del fuego como medida para controlar o erradicar los excedentes agrícolas y especies exóticas e invasoras, y en menor medida el pastoreo, la extracción de áridos y las explotaciones madereras (Velasco *et al.*, 2008).

Esta serie de impactos han favorecido la expansión de la caña, sobre todo en los tramos medios y bajos, donde la caña ocupa de forma monoespecífica extensas áreas. Además, la alteración del régimen de caudales natural ha sido un factor clave en la expansión de *A. donax*. Las crecidas o avenidas, bien naturales o por suelta de elevados caudales de los embalses, pueden arrancar manchas de caña, ya que esta especie tiene un rizoma muy superficial en comparación con las largas y profundas raíces de las especies riparias mediterráneas, lo que puede favorecer la colonización de otras áreas perturbadas aguas abajo.

En cambio, en los tramos altos del río Segura y sus afluentes de cabecera mejor conservados y con temperaturas más frías, la caña aparece de forma puntual entre la vegetación autóctona. La temperatura limita su crecimiento en estas áreas (Ceotto y Candilo, 2010), aunque a causa del cambio climático es probable que esta especie aumente su presencia aguas arriba.

Del interés creciente por la conservación de los bosques riparios y recuperación de los servicios ecosistémicos que proporcionan surge el proyecto LIFE+ RIPISILVANATURA(LIFE/BIO/ES/001407)(2014-2019), liderado por la Confederación Hidrográfica del Segura, Comunidad Autónoma de Murcia, la Universidad de Murcia, ANSE y los ayuntamientos de Cieza y Calasparra, entre los que destacan los siguientes objetivos:

- Eliminar de forma progresiva las EEIs no arbóreas, y fundamentalmente *A. donax*, mediante el empleo de diferentes estrategias de ingeniería ecológica, fomentando la competencia directa entre EEIs y la vegetación autóctona de ribera, contribuyendo a la fragmentación y aislamiento de masas de EEIs existentes en el tramo de actuación del proyecto.
- Consolidación de los hábitats riparios autóctonos (92A0) existentes y restauración de la ripisilva permitiendo la recuperación natural del equilibrio y las funciones del ecosistema ribereño.
- Fomentar la continuidad de los hábitats de interés comunitario presentes en el ámbito de actuación del proyecto, devolviendo al río y sus riberas su papel como corredor ecológico.
- Concienciar a la población sobre las desventajas y peligros de los tratamientos tradicionales contra la caña (quema) y hacerlos partícipes del proceso de restauración fluvial
- Alcanzar el buen estado ecológico del río y sus riberas, cumpliendo con ello con las exigencias de la Directiva Marco del Agua (DMA; 2000/60/ EC).

1.4. Antecedentes en la lucha contra *Arundo donax*

Debido a los numerosos impactos que puede ocasionar y a la problemática asociada, se ha tratado de eliminar la caña por diferentes métodos, los cuáles han ido cambiando con el paso del tiempo.

El fuego ha sido usado tradicionalmente como método para controlar la caña. Este método elimina únicamente la parte aérea de la caña, además de la ripisilva asociada a la zona quemada y el banco de semillas autóctono presente en el suelo, por lo que no solo son ineficaces, sino que consolidan la dominancia de la caña sobre las comunidades ribereñas nativas debido a que estimulan el crecimiento de *A. donax* (Guthrie, 2007).

Existen otros muchos tipos de métodos para el control de la caña (Deltoro *et al.*, 2012), tal y como se refleja en la figura 4. Entre los tratamientos químicos se encuentra el uso del glifosato como el herbicida más conocido, pudiendo ser usado de diferentes maneras, por fumigación, tanto del cañaveral como de los rebrotes (previa corta de la caña), como por impregnación o inyección en la propia planta. Este tipo de tratamiento debe ser utilizado con precaución pues existe riesgo de contaminación del suelo y del ecosistema acuático.

Otro método de reciente aparición sería la inundación y el cubrimiento, así como la extracción de rizomas, técnicas que pueden ser utilizadas si en la zona de actuación se encuentra una masa monoespecífica de caña, siendo la extracción de rizomas la más adecuada si simultáneamente se va a proceder a un reperfilado de la ribera.

Finalmente, el método de los desbroces reiterados, no evaluado tan a fondo como el resto de tratamientos, será el que se lleve a cabo en el proyecto LIFE+RIPISILVANATURA, combinando la corta con la plantación de especies autóctonas para fomentar su competencia con la caña.

			Eficacia %	Coste €/m ²	Duración	
Intervención con reperfilado de la ribera			Extracción rizomas	100-91	10-12,5	⌚
			Cobertura ramas	100	15,8	⌚
Intervención sin reperfilado de la ribera	Cañaverales monoespecíficos	Cerca del agua	Impregnación/inyección	82	9,05/3,85	⌚ ⌚ ⌚
			Cubrimiento	100	10,95	⌚ ⌚
		A partir de 5 m de la orilla	Inundación	100	8,01	⌚
			Fumigación rebrote	93	1,89	⌚ ⌚ ⌚
		No vinculados a medios acuáticos	Fumigación cañaveral	94	0,86	⌚ ⌚
		Cañaverales mixtos	Cerca del agua	Impregnación/inyección	82	9,05/3,85
	Desbroces reiterados			No evaluado	No evaluado	
	A partir de 5 m de la orilla		Fumigación rebrote	93	1,89	⌚ ⌚ ⌚

Figura 4: Métodos recomendados para la eliminación de cañaverales en función de variables relacionadas con el tipo de intervención y de cañaveral y de su situación respecto al medio acuático. En las tres últimas columnas se muestra la eficacia de cada método (% de cañas muertas inducido por un método concreto respecto al número de inicial de cañas vivas), su coste de aplicación por m² y una estimación de la duración del tratamiento. Fuente: Deltoro *et al.*, 2012

1.5. Objetivos e hipótesis

El objetivo de este trabajo es la valoración de la eficacia de los métodos de control de la caña ensayados dentro del proyecto LIFE+RIPISILVA(LIFE/BIO/ES/001407), basados en las corta reiterada de los tallos de caña y posterior competencia con especies autóctonas. En la corta reiterada se diferenciará entre tratamiento o mantenimiento intensivo y extensivo, teniendo este último desbroces menos frecuentes que en el intensivo.

Entre las diferentes hipótesis planteadas, tenemos las siguientes:

- El mantenimiento intensivo reducirá la densidad y altura de la caña en mayor medida que el extensivo.
- Independientemente de la técnica o especies utilizadas, 2 años de cortas repetidas pueden no ser suficientes para observar resultados significativos.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El área objeto de intervención y posterior seguimiento es un tramo de más de 50 kilómetros de la ribera del río Segura desde El Menjú (Cieza) hasta el límite provincial (unión del Río Segura y Río Mundo, municipio de Calasparra). En el área de actuación encontramos una alta variabilidad en el estado inicial de la vegetación riparia (Figura 5), englobando desde densas formaciones monoespecíficas de *A. donax* hasta formaciones arbóreas y arbustivas bien desarrolladas y estructuradas sin especies exóticas, pasando por estados intermedios de degradación: *Arundo donax* con presencia de árboles de ribera nativos como *Populus alba*, *P. nigra*, *Fraxinus angustifolia*, *Ulmus minor*, manchas de helófitos como el carrizo (*Phragmites australis*), la enea (*Typha domingensis*) o la sisca (*Saccharum ravennae*), a la vez que arbustos como *Nerium oleander*, *Coriaria myrtifolia*, *Sambucus nigra* o *Atriplex halimus*, así como especies que destacan por su abundancia como *Scirpus holoschoenus*, *Dorycnium rectum* o *Rosa canina*. En el Anexo 1 se encuentra una relación de todas las especies vegetales riparias inventariadas en el área de estudio.

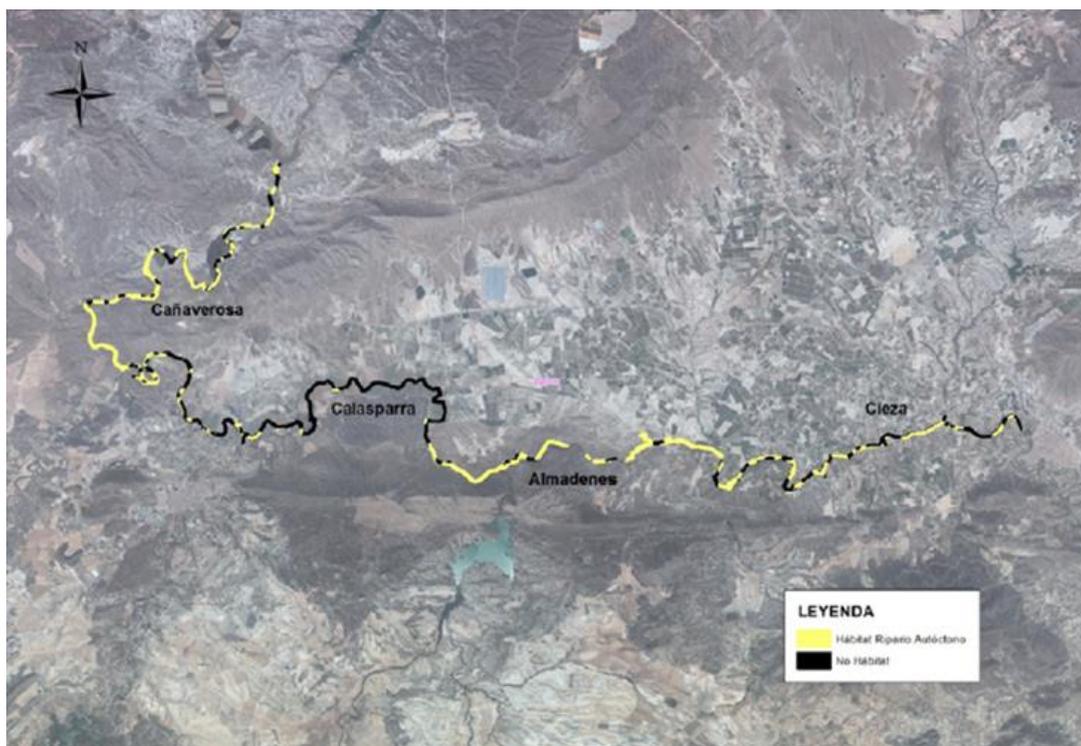


Figura 5: Distribución de hábitats riparios autóctonos y tramos invadidos por la caña (no hábitat) en la zona de actuación. Fuente: TYPESA, 2014

Para el seguimiento temporal y espacial de las actuaciones de restauración, se han establecido una serie de estaciones de monitoreo (parcelas representativas de las teselas de actuación) y referencia a lo largo de todo el tramo de estudio. A través de diversos indicadores ecológicos se determinará la eficacia del control de EEIs y mejora de los hábitats riparios autóctonos. La evaluación de la efectividad de las actuaciones se realizará a través de un diseño BACI (Before–After Control-Impact). Para ello se ha llevado a cabo una evaluación inicial en la primavera de 2015, previa a las actuaciones y posteriormente un seguimiento anual que se prolongará hasta el 2019 (evaluación final) en las mismas estaciones de muestreo, siendo los datos utilizados en este trabajo los obtenidos durante la evaluación anual de 2016 y 2017.

A través del análisis e interpretación de los resultados se evaluará el éxito de dichas actuaciones para obtener criterios orientadores que permitan extender estas actuaciones a otras áreas afectadas por una problemática similar.

2.2. Estaciones de Monitorización Ecológica (EMEs) y de referencia (EREs)

Del total de las 52 teselas de actuación del proyecto, se ha seleccionado un conjunto de 16 estaciones de monitorización ecológica, tal y como queda reflejado en la tabla 1, correspondiendo 4 a cada tipo de actuación. Las estaciones se encuentran repartidas longitudinalmente por el área de estudio tal y como se muestra en la figura 6. Así, encontramos:

- 4 parcelas de eliminación mecánica, mantenimiento extensivo y plantación.
- 4 parcelas de eliminación mecánica, mantenimiento intensivo y plantación.
- 4 parcelas de eliminación manual, mantenimiento extensivo y plantación.
- 4 parcelas de eliminación manual, mantenimiento intensivo y plantación.

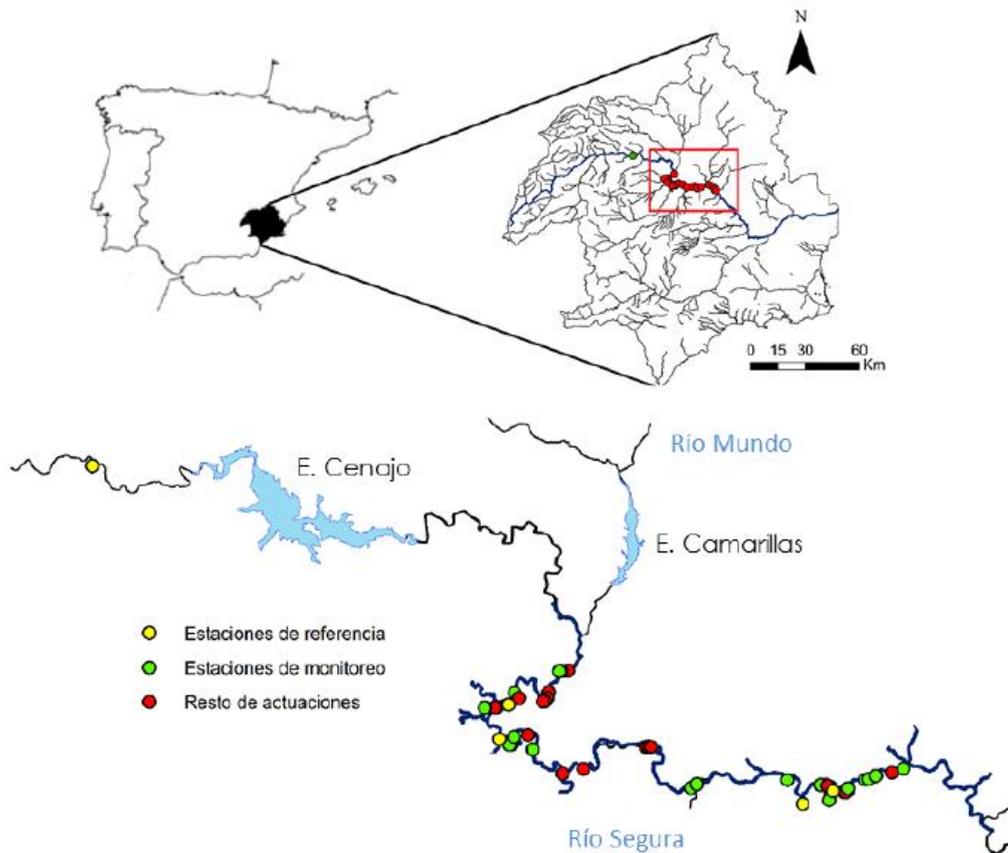


Figura 6: Localización del tramo de actuación en el río Segura (Cuenca del Segura), con las estaciones de referencia, monitoreo y resto de estaciones con actuaciones de restauración. También se muestran los embalses existentes. Fuente: Bruno *et al.*, 2015

A su vez, se han seleccionado 5 estaciones de referencia ecológica, las cuáles son representativas del estado final de conservación a alcanzar. Su muestreo permite conocer la dinámica de las formaciones riparias y su biodiversidad asociada bajo condiciones naturales y sin influencia de especies exóticas invasoras. A continuación se nombran las distintas EREs del proyecto, de aguas arriba a aguas abajo según su distribución, las cuáles pueden ser localizadas en la figura 6.

- Cortijo de Híjar
- Inicio de Cañaverosa
- Senda la Huertecica (Figura 7)
- La Veredilla
- La Parra

Tabla 1: Teselas de muestreo seleccionadas para llevar a cabo el seguimiento del proyecto con su respectiva área, tipo de la 1ª corta, tipo de mantenimiento, nº de cortas, nº de riegos, nº de especies plantadas en la 1ª y 2ª plantación y el % de marras de la primera plantación. Fuente: elaboración propia

Tesela	Área (m ²)	1ª Corta	Mantenim.	Nº Cortas	Nº Riegos	Nº Sp. 1ª plantac.	% Marras	Nº Sp. 2ª plantac.
12	1096	Manual	Intensivo	7	8	7	63,5	11
44	2723	Manual	Intensivo	8	9	4	50,9	13
49	486	Manual	Intensivo	8	9	4	5,6	5
50	2744	Manual	Intensivo	8	9	4	54,4	9
6/7	2951	Manual	Extensivo	5	5	4	32,2	9
14	3179	Manual	Extensivo	5	5	3	61,7	9
43	6823	Manual	Extensivo	5	5	4	-	11
52	8305	Manual	Extensivo	3	3	5	32,7	-
9	3623	Mecánica	Intensivo	10	12	7	21,9	10
23	6532	Mecánica	Intensivo	9	11	4	54,8	10
37	2941	Mecánica	Intensivo	8	9	4	-	8
40	1031	Mecánica	Intensivo	8	9	2	72,2	10
17/18	1770	Mecánica	Extensivo	5	5	11	49,2	15
35	1262	Mecánica	Extensivo	5	5	4	-	5
39	7855	Mecánica	Extensivo	3	3	2	-	8
47	1958	Mecánica	Extensivo	3	3	2	-	4



Figura 7: Estación de referencia ecológica La Huertecica. Fuente: elaboración propia

La eliminación mecánica se ha realizado en zonas con masas monoespecíficas de *A. donax*. La maquinaria utilizada ha sido una desbrozadora de cadenas o un martillo acoplado a una retroexcavadora giratoria. Mientras que cuando coexistían vegetación de ribera autóctona y exótica se realizó la eliminación manual mediante la utilización de motodesbrozadoras de mano. Una vez realizada la primera corta, se ha llevado a cabo un control de los rebrotes mediante medios manuales con podadoras o motodesbrozadoras de mano.

Hasta la fecha se han realizado dos campañas de plantaciones de especies, durante el invierno de 2015/2016 y 2016/2017, respectivamente, en las que se han plantado tanto especies que se encontraban presentes en la tesela al principio del proyecto como nuevas especies presentes en zonas adyacentes bien conservadas. En el Anexo 2 se puede encontrar una relación de todas las especies utilizadas en cada plantación por tesela, así como el número de pies plantados de cada especie. Entre las especies que se han plantado en mayor número, destacar las arbustivas *Nerium oleander* (1138) (Figura 8), *Sambucus nigra* (863) o *Salix purpurea* (724), y las arbóreas *Populus alba* (395), *Salix atrocinera* (357) o *Fraxinus angustifolia* (315).



Figura 8: Adelfa (o baladre) plantado (*Nerium oleander*). Fuente: elaboración propia

En la tabla 1 se puede observar el número de nuevas especies introducidas en cada plantación en cada tesela con respecto al estado inicial, así como el porcentaje de marras registrado tras la primera plantación. El porcentaje medio de marras ha sido muy alto (45,4%) teniendo en cuenta que el valor máximo admisible establecido en el proyecto es de un 15%, por lo que se llevó a cabo la segunda plantación para reponer las marras. Mientras que en la primera plantación se introdujeron una media de 4 nuevas especies por tesela, en la segunda se alcanzaron las 9 especies por tesela en promedio para intentar diversificar la comunidad vegetal y que la mortandad no fuera tan elevada.

Se han realizado dos tipos de mantenimiento a la hora de controlar la caña, el extensivo e intensivo. Mientras que en el extensivo se han llevado a cabo cortas cada dos o tres meses durante los meses de crecimiento, en el intensivo, tal y como indica su nombre, tiene una periodicidad media de 30 días durante dichos meses. Las estaciones con tratamiento extensivo han recibido entre tres y cinco cortas desde que se comenzó el proyecto, mientras que en el tratamiento intensivo el número de cortas ha variado entre siete y diez cortas dependiendo de la zona de actuación (Tabla 1). Estas cortas iban a su vez acompañadas por unos riegos de mantenimiento para favorecer la supervivencia de las especies plantadas, los cuáles eran más frecuentes durante los meses estivales.

2.4. Protocolo para el seguimiento y evaluación de las actuaciones de control de caña

Para el seguimiento de *A. donax* se ha elaborado el siguiente protocolo de muestreo y monitorización ecológica (Bruno *et al.*, 2014b).

2.4.1. Crecimiento y regeneración

En todas las EMEs se han establecido 5 unidades de muestreo de vegetación (réplicas) cuadradas con una superficie de 1 m² (Figura 9). La distribución de las réplicas en cada EME vendrá condicionada por la longitud y superficie de la actuación. Si existieran bandas paralelas de vegetación riparia diferenciadas estas réplicas deben distribuirse

representando esta heterogeneidad. Además de la información necesaria para su localización (indicaciones y UTM), en cada una de las réplicas se registrarán las siguientes variables ambientales utilizando una ficha de campo estandarizada (Anexo 3):

- Banda riparia (1 ó 2) donde se sitúa cada réplica siendo la banda riparia 1 la inmediatamente contigua al cauce (correspondiente con los bancos fluviales) y la 2 la más alejada del mismo (llanura de inundación).
- Densidad de tallos/m² de *A. donax*, mediante conteo directo de los mismos (Boland, 2006)
- Altura máxima y media de los tallos de *A. donax* mediante medición cuantitativa con cinta métrica de 10 tallos al azar.
- Identificación y conteo de las especies acompañantes nativas que aparezcan dentro de la unidad de muestreo de forma natural con objeto de obtener su densidad y evaluar la colonización espontánea y detectar si hay especies con mayor potencial competitivo (Holl y Crone, 2004).
- Altura máxima de las especies nativas acompañantes mediante medición cuantitativa con cinta métrica.
- Porcentaje de cobertura de estrato arbóreo, arbustivo y herbáceo nativo dentro de cada réplica ya que los distintos estratos pueden influir de manera diferente sobre las EEIs.
- En el caso de que dentro de la unidad de muestreo (réplica) aparezca un ejemplar repoblado, se realizan observaciones cualitativas acerca de su estado.
- Grado de insolación. Anotación de si la unidad de muestreo en cuestión se encuentra en la sombra o no.



Figura 9: Detalle de la unidad de muestreo de vegetación de 1 m². Fuente: elaboración propia

2.4.2. Riqueza de especies

Se registra la presencia y abundancia de especies (de manera semicuantitativa) en cada EME (Ver hoja de muestreo en el Anexo 4) que se utilizará para obtener la riqueza de especies nativas y exóticas. Se ha de tener en cuenta que aunque una mayor riqueza de especies autóctonas pueda suponer una mayor competencia con las EEIs, este dato debe ser tomado con precaución, ya que la aparición de especies climatófilas y oportunistas puede conllevar un aumento de la riqueza sin que ello suponga un aumento de la calidad o del estado ecológico.

2.4.3. Calidad ecológica: Riparian Quality Index (RQI)

Para la evaluación del estado ecológico de las riberas fluviales, se ha utilizado el índice Riparian Quality Index (RQI; González del Tánago y García de Jalón, 2011) que tiene en cuenta diferentes componentes de la estructura y funcionamiento de las mismas. Dicho índice considera los principales componentes de las riberas que desarrollan las funciones ecológicas y los servicios ambientales de los corredores fluviales: anchura, continuidad longitudinal, lateral y vertical, cobertura de especies nativas y exóticas, composición y estructura vertical, condiciones hidromorfológicas de las orillas, estado sucesional, diversidad de edades y regeneración natural, (ver hoja de muestreo en el Anexo 5). Este índice divide la calidad de las riberas en seis clases de calidad (Tabla 2)

acorde con los requerimientos de la DMA. Aunque el RQI está diseñado para incluir ambos márgenes del río, dado que se pretende evaluar actuaciones desarrolladas muchas veces en una sola margen (con una calidad de la vegetación variable en las márgenes opuestas), el RQI será aplicado de manera independiente en el margen donde se ha realizado la actuación.

Tabla 2: Clases de calidad o estado ecológico de las riberas en función de los valores del índice RQI adaptados para evaluaciones de restauraciones riparias. Fuente: elaboración propia

Estado ecológico de las riberas	Rango valores RQI	
Muy bueno	105	91
Bueno	90	70
Moderado	69	49
Pobre	48	28
Malo	27	7
Muy malo	7	0

2.5. Análisis de los datos

Se han evaluado las diferencias a lo largo del tiempo y entre tratamientos (intensivo vs extensivo) de las siguientes variables respuesta: altura media, densidad de caña, riqueza de especies, calidad ecológica riparia (RQI), cobertura de especies nativas y cobertura de especies exóticas mediante ANOVAS de 1 vía con medidas repetidas. Los ANOVAs tradicionales (sin escala temporal) se utilizan para testar si existen diferencias significativas entre diferentes muestras. Los ANOVAs con medidas repetidas testan las diferencias significativas en la misma muestra a lo largo del tiempo y la interacción con un tratamiento que ha sido aplicado a las diferentes muestras en ese periodo temporal. Es decir, se ha testado el efecto de la variables independientes: FECHA (2015, 2016 y 2017), TRATAMIENTO (intensivo y extensivo) y la interacción de ambos factores FECHA*TRATAMIENTO sobre las variables dependientes arriba mencionadas. Todos los tipos de ANOVA debe cumplir con diversas asunciones como son independencia de las muestras, homogeneidad de varianzas (se utilizó el test de Levene) y distribución normal de los residuos resultantes (test de Shapiro-Wilk). Además las ANOVAs de medidas repetidas deben cumplir con la condición de

esfericidad multimuestra que asume que las variancias de las diferencias entre todos los pares de medidas repetidas sean similares (prueba de esfericidad de Mauchley).

Posteriormente se han realizado Post-hoc análisis (test de Tukey) para determinar con precisión donde se dan las diferencias significativas detectadas por el ANOVA (i.e. entre qué años y/o combinación de tratamientos ocurren las diferencias años y/o el tipo de tratamiento empleado). Todos los análisis estadísticos realizados en este estudio han sido desarrollados con los paquetes estadísticos “car”, “ezANOVA” y “stats” del software libre R (R core team, 2016).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 3 se presentan los resultados de los ANOVA para las variables dependientes analizadas, considerando la fecha (2015, 2016 y 2017), tratamiento (mantenimiento extensivo o intensivo) y la interacción entre los mismos. En el Anexo 6 se recogen los datos utilizados para los análisis. Las asunciones de homogeneidad de varianzas (Test de Levene; $p > 0.05$), esfericidad (Test de Mauchley; $p > 0.05$) y normalidad de los residuos (Test de Shapiro-Wilk; $p > 0.05$) se cumplieron en todos los casos.

Tabla 3: Resultados de los ANOVA. En color rojo se destacan los valores significativos. Fuente: elaboración propia

Variable	Estadístico	Mantenimiento	Fecha	Mantenimiento x Fecha
Altura media	F	0,753	0,010	1,603
	p-valor	0,401	$3,770 \cdot 10^{-13}$	0,221
Densidad	F	2,239	5,758	3,902
	p-valor	0,159	$8,510 \cdot 10^{-3}$	0,033
Riqueza	F	1,953	48,999	1,598
	p-valor	0,186	$1,514 \cdot 10^{-9}$	0,222
RQI	F	0,144	6,557	0,635
	p-valor	0,252	$4,948 \cdot 10^{-3}$	0,538
Cobertura nativa	F	1,124	0,204	0,518
	p-valor	0,309	0,817	0,602
Cobertura exóticas	F	0,626	1,429	1,806
	p-valor	0,443	0,258	0,184

3.1. Altura y densidad de *Arundo donax*

En relación con la altura de la caña, como era de esperar, en ambos tratamientos ha disminuido la altura de la caña (Figura 10) con respecto al muestreo inicial de 2015 (estado previo al comienzo de las actuaciones). No se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) entre los tipos de tratamiento pero sí entre las distintas fechas (ANOVA, $F=104,385$, $p=3,770 \cdot 10^{-13}$, ver tabla 3) En concreto, la altura media de la caña en los años 2016 y 2017 fue significativamente menor que en el año 2015 (Tukey post-hoc test, $p < 0.001$ en ambos casos) (Figura 11).

De acuerdo con los resultados obtenidos, las cortas del primer año fueron las que redujeron de manera importante la altura de la caña mientras que las siguientes cortas tuvieron un papel clave en mantener la altura de esta especie en torno a 1 metro (Figura 10).

El hecho de no dejar que la caña alcance su altura máxima mediante las cortas repetidas es clave para darle tiempo a la vegetación plantada y a las nuevas colonizadoras a aumentar su porte, y así poder competir de manera efectiva contra la caña, la cual tiene unas tasas de crecimiento natural mucho mayores que la vegetación autóctona.

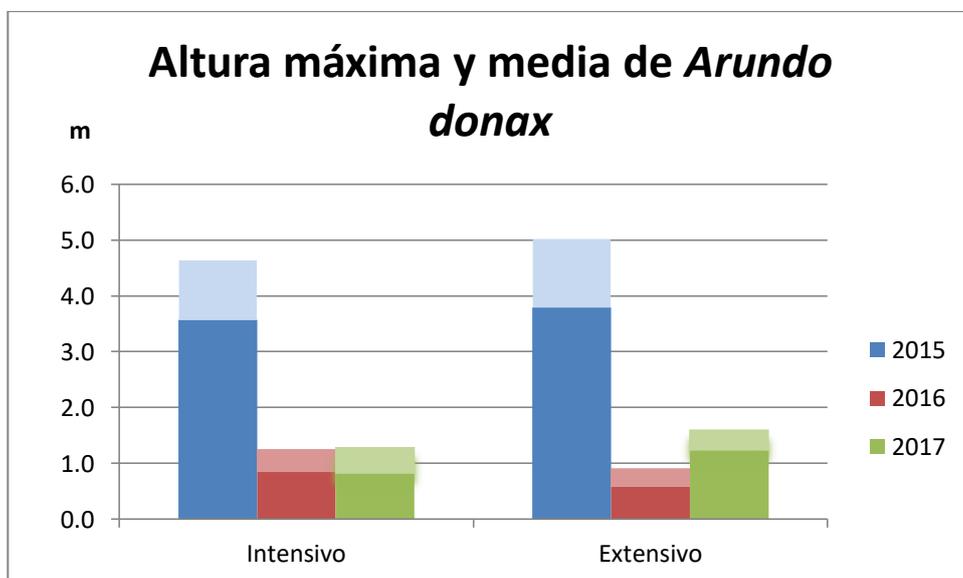


Figura 10: Variación temporal de los valores medios de la altura máxima (tonos claros) y media (tonos oscuros) de *A. donax* por tipo de tratamiento. Fuente: elaboración propia

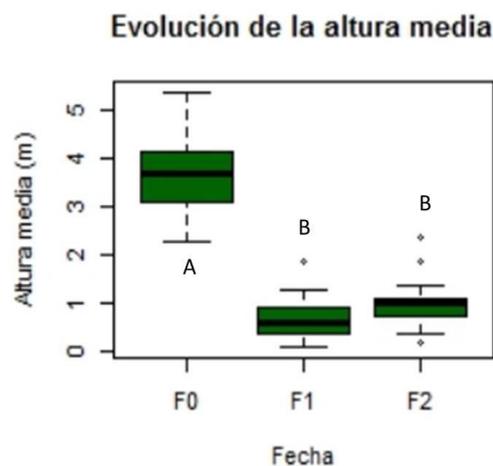


Figura 11: Evolución de la altura media de *A. donax* desde 2015 (F0) a 2017 (F2). La línea gruesa en medio de las cajas es la mediana, los límites inferior y superior de las mismas son el cuartil 25 y el 75, y las patas ($Q1-1,5*IQR$ y $Q3+1,5*IQR$, respectivamente), siendo IQR la longitud de la caja ($Q3-Q1$). Con diferentes letras mayúsculas se indican los años con diferencias significativas de acuerdo a los resultados de los ANOVAs y post-hoc tests. Fuente: elaboración propia

En cuanto a la densidad de *A. donax*, tal y como se representa en la figura 12, mientras que en el tratamiento intensivo se ha mantenido prácticamente constante con respecto a 2015, en el extensivo disminuye significativamente (ANOVA, fecha x tratamiento $F=3,902$, $p=0,033$, ver tabla 3). En concreto, los post-hoc tests muestran una reducción de la densidad de cañas entre 2015 y 2016 en el tratamiento extensivo ($p<0.001$), mientras que en 2017 la densidad de caña experimenta un ligero aumento (Figura 13) sin llegar a ser significativo. Cabe destacar que este es un resultado inverso a lo inicialmente esperado, que era que la densidad de caña disminuyera más en el tratamiento intensivo que en el extensivo (a priori un mayor número de cortas se relaciona con un mayor agotamiento fisiológico de la caña). Un parámetro importante que no se ha tenido en cuenta en este estudio es el diámetro de los tallos ya que aunque no haya disminuido la densidad, sí que puede haberlo hecho el diámetro lo que indica un debilitamiento de esta especie exótica como paso previo a la reducción de su densidad y cobertura.

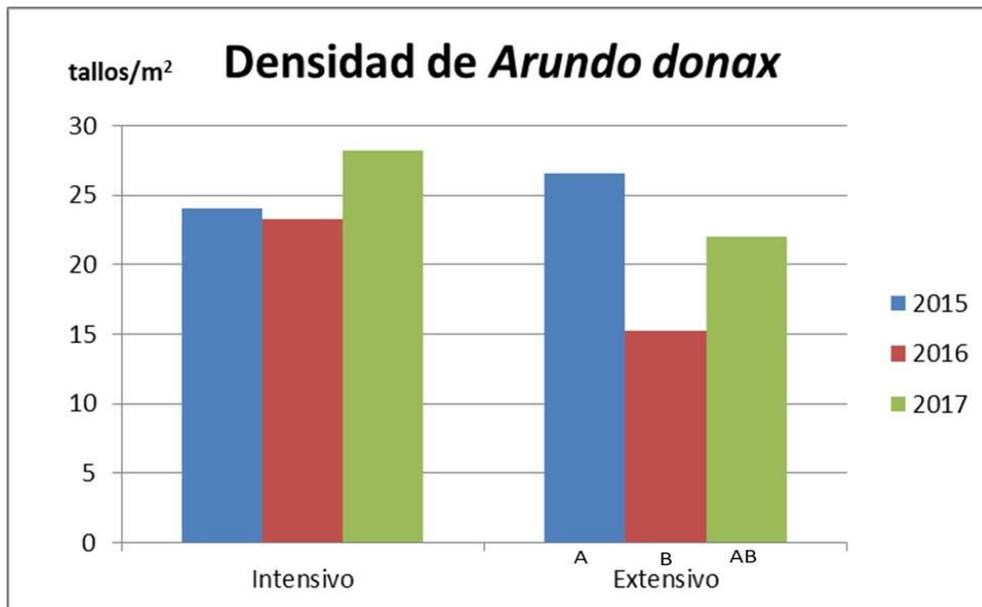


Figura 12: Variación temporal de la densidad media de *A. donax* por tipo de tratamiento. Con diferentes letras mayúsculas se indican los años con diferencias significativas. Fuente: elaboración propia

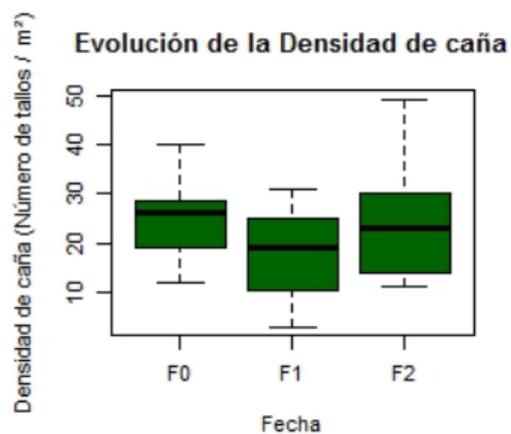


Figura 13: Evolución de la densidad de *A. donax* desde 2015 (F0) a 2017 (F2). La línea gruesa en medio de las cajas es la mediana, los límites inferior y superior de las mismas son el cuartil 25 y el 75, y las patas ($Q1-1,5*IQR$ y $Q3+1,5*IQR$, respectivamente), siendo IQR la longitud de la caja ($Q3-Q1$). Fuente: elaboración propia

En la figura 14 se puede comparar el estado de una de las teselas de monitoreo en la evaluación inicial (2015) con su estado en el muestreo de 2017.



Figura 14: Comparativa de una tesela de monitoreo en 2015 (izquierda) con su estado en 2017 (derecha). Fuente: Bruno *et al.*, 2015; Elaboración propia

3.2. Riqueza de especies vegetales riparias (total y por bandas)

Tanto en la riqueza total de especies vegetales riparias como por bandas de vegetación paralelas al cauce se observa un aumento progresivo de la riqueza de especies (Figuras 15 y 17). En lo que respecta a las diferencias por tipo de tratamiento (Figura 15), las estaciones con tratamiento extensivo presentan un número de especies mayor que las estaciones con tratamiento intensivo en todos los muestreos, sin embargo, dichas diferencias no son significativas (tratamiento, $p > 0.05$).

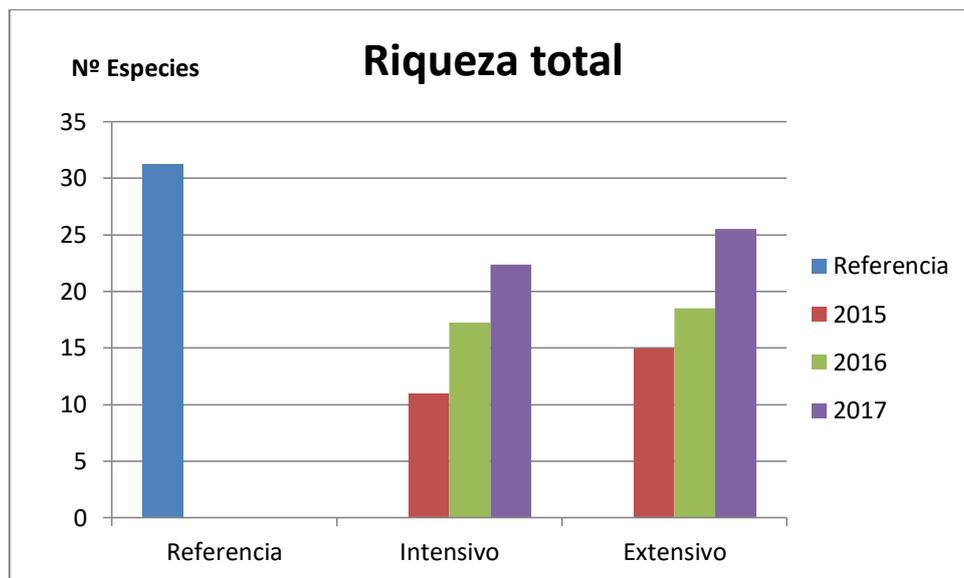


Figura 15: Variación temporal de la riqueza media total de especies vegetales riparias por tipo de tratamiento. Fuente: elaboración propia

El incremento relativo de especies ha sido mayor en el tratamiento intensivo que en el extensivo ya que partía de un menor número de especies. De hecho en el caso del intensivo el incremento medio ha sido del 100% (se duplica el número de especies) mientras que en el extensivo es del 58% (Figura 15). Pese a este notable incremento, la riqueza de las zonas de actuación no llega a alcanzar los valores de las estaciones de referencia.

Por lo tanto, se detectaron diferencias significativas en la riqueza total entre años (ANOVA, $F=48.999$, $p=1.154 \cdot 10^{-9}$, ver tabla 3), siendo en los años 2015 y 2016 significativamente menor (Figura 16) con respecto al año 2017 (post-hoc tests $p < 0.001$ en ambos casos). Este aumento puede estar justificado principalmente por la introducción de nuevas especies mediante la plantación y en menor grado por colonización natural (dado el escaso tiempo que han tenido los individuos de las zonas adyacentes de recolonizar estas zonas en proceso de restauración).

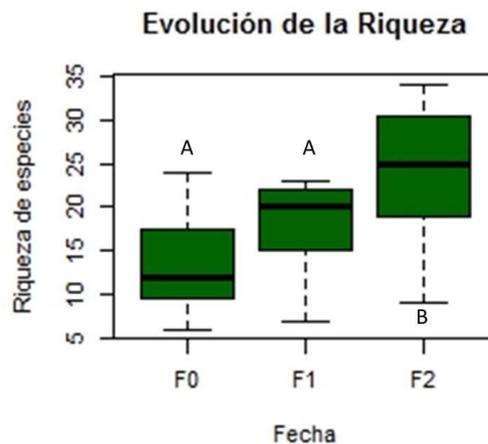


Figura 16: Evolución de la riqueza total desde 2015 (F0) a 2017 (F2). La línea gruesa en medio de las cajas es la mediana, los límites inferior y superior de las mismas son el cuartil 25 y el 75, y las patas ($Q1-1,5 \cdot IQR$ y $Q3+1,5 \cdot IQR$, respectivamente), siendo IQR la longitud de la caja ($Q3-Q1$). Con diferentes letras mayúsculas se indican los años con diferencias significativas de acuerdo a los resultados de los ANOVAs y post-hoc tests. Fuente: elaboración propia

Comparando de manera visual la variación del número de especies por bandas de vegetación paralelas al cauce del río (Figura 17), la riqueza en la primera banda (correspondiente con los bancos fluviales) es ligeramente menor que en la segunda banda (llanura de inundación), en ambos tratamientos, manteniéndose este patrón a lo largo del tiempo. En 2015, la primera banda se encontraba invadida casi de manera

monoespecífica por la caña (las especies nativas presentaban abundancias muy bajas siendo su presencia marginal), lo que impedía el establecimiento de otras especies. Además, la fuerte pendiente de las orillas del cauce (debido a la fuerte regulación hidrológica y alteración hidromorfológica que presenta el río Segura en el tramo de estudio), en muchos casos, ha dificultado su accesibilidad para realizar las plantaciones. En cambio, la segunda banda de vegetación contaba con mayor abundancia y número de especies nativas antes de la actuación, dada su escasa pendiente y mayor superficie.

Tal y como se esperaba, en 2017, se registra el mayor número de especies en ambas bandas tanto en las estaciones de tratamiento extensivo como intensivo (Figura 17), debido principalmente a que ya han tenido lugar las dos plantaciones (la inicial tras la primera corta de cañas y la reposición de marras para sustituir a los ejemplares que no sobrevivieron tras el primer año).

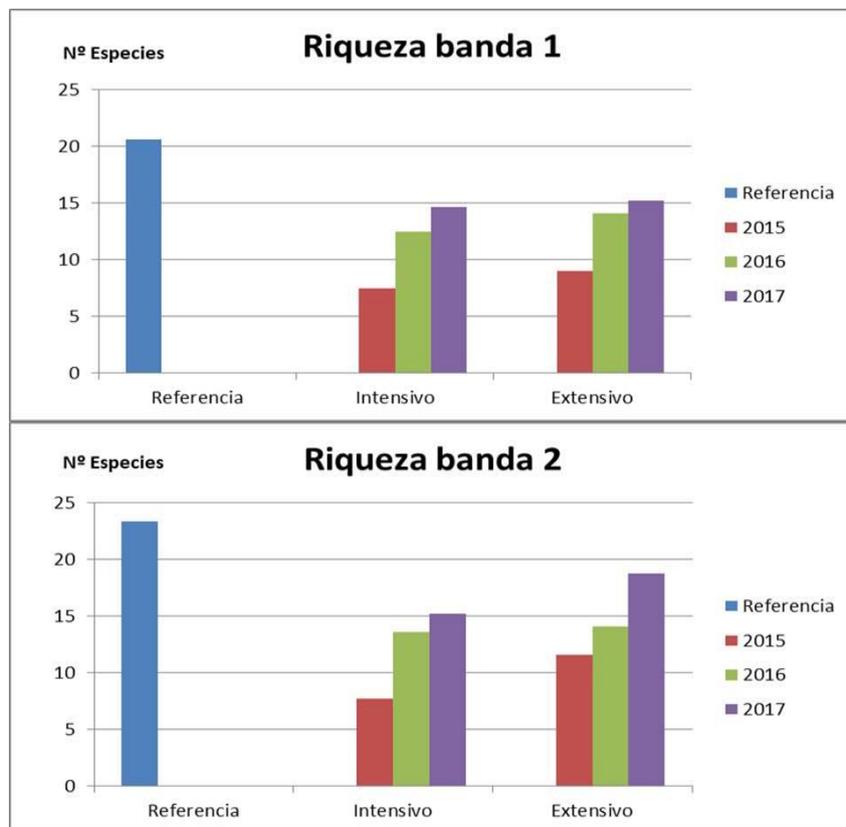


Figura 17: Variación temporal de la riqueza media total de especies vegetales riparias por bandas y por tipo de tratamiento. Fuente: elaboración propia

3.3. Cobertura de especies nativas y exóticas

Respecto a las coberturas de especies exóticas y especies nativas, salvo una leve reducción de la cobertura exótica, no se han observado grandes cambios ni con el paso del tiempo (Figura 18) ni entre tipos de tratamiento (Figura 19), no existiendo diferencias significativas en ninguno de los casos (ANOVAs, $p > 0.05$, ver tabla 3). Cabe destacar un ligero aumento de superficie de suelo desnudo tras la eliminación de especies exóticas, no habiendo sido colonizado aún ese suelo desnudo por especies nativas debido a que no han tenido tiempo suficiente para establecerse de manera efectiva y ocupar este nuevo espacio disponible. Esto podría deberse principalmente a que todavía no han alcanzado un desarrollo óptimo de su sistema radicular. De hecho, aunque las especies plantadas son en su mayoría freatófitas con sistemas radiculares complejos (necesarios para llegar al nivel freático, especialmente en áreas semiáridas y en ríos donde existe una sobreelevación de los bancos o encajonamiento del cauce por alteraciones hidrogeomorfológica de origen antrópico (Bruno *et al.*, 2014a)), todavía necesitan riegos de mantenimiento en verano para garantizar su supervivencia. Destacar lo lejos que se encuentra el estado de las teselas de actuación de las de referencia, lo que demuestra la gran persistencia y capacidad invasora que tiene la caña. Se espera que los mayores descensos en cobertura exótica se produzcan al final del proyecto (2019), cuando la caña estará más debilitada, pudiendo llegar incluso al agotamiento fisiológico si los tratamientos tienen éxito. Sin embargo, es probable que para lograr esto último sean necesarios más años de los establecidos en el proyecto, aunque este extremo no podrá ser confirmado hasta la conclusión del mismo y la correspondiente evaluación final de las actuaciones de restauración.

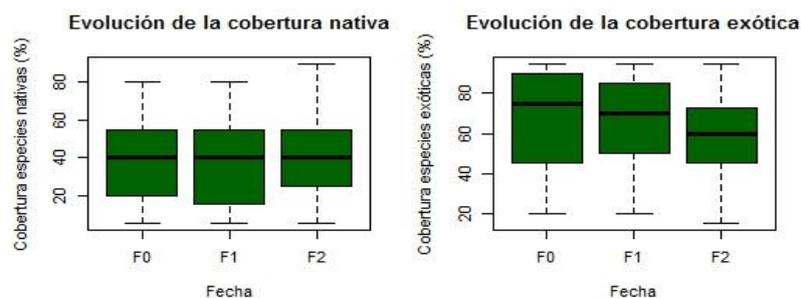


Figura 18: Evolución de la cobertura espacial (%) de especies nativas y exóticas desde 2015 (F0) a 2017 (F2). La línea gruesa en medio de las cajas es la mediana, los límites inferior y superior de las mismas son el cuartil 25 y el 75, y las patas ($Q1 - 1,5 * IQR$ y $Q3 + 1,5 * IQR$, respectivamente), siendo IQR la longitud de la caja ($Q3 - Q1$). Fuente: elaboración propia

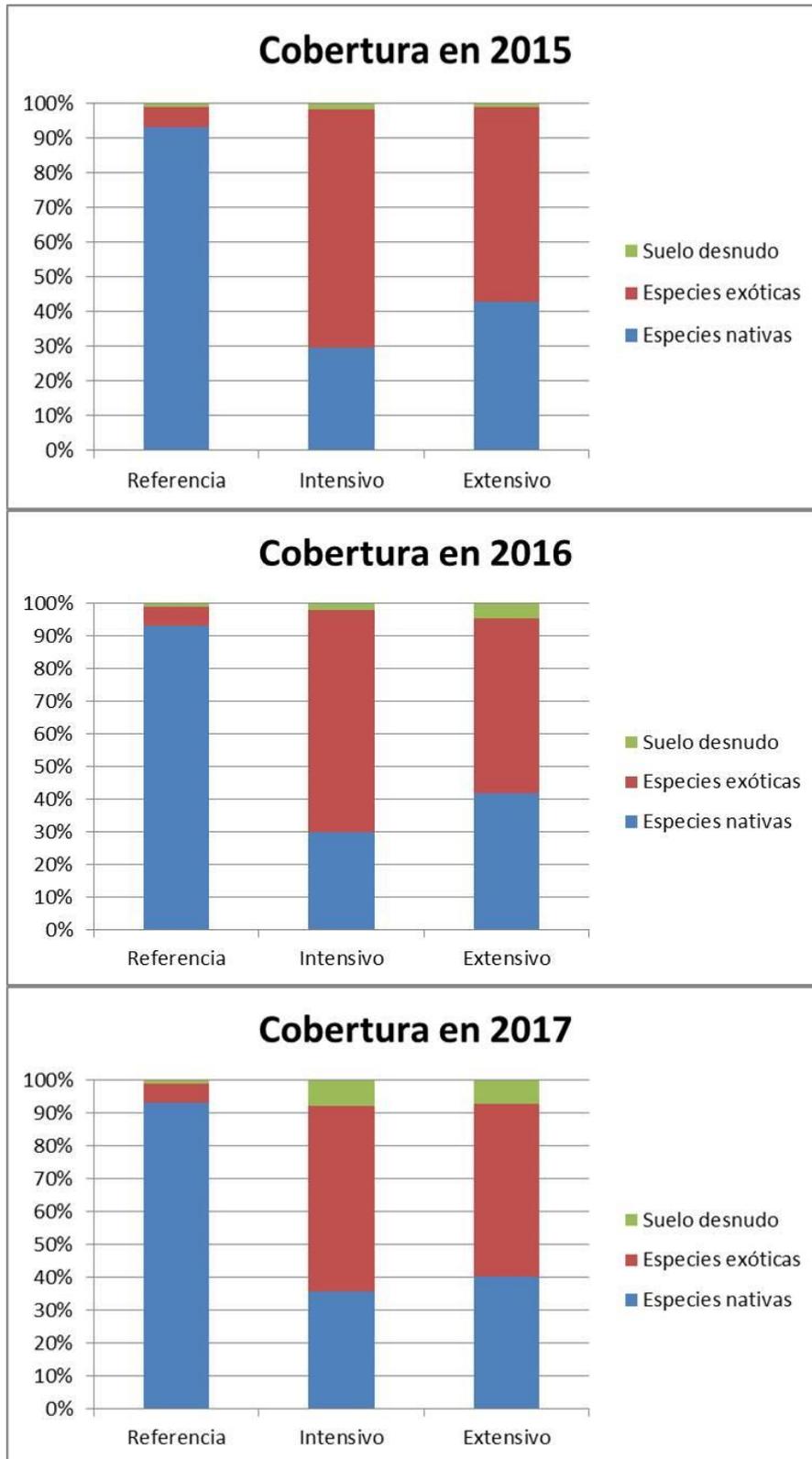


Figura 19: Variación temporal del valor medio de la cobertura espacial (%) de suelo desnudo, especies exóticas y especies nativas para las estaciones de referencia y por tipo de tratamiento. Fuente: elaboración propia

3.4. Riparian Quality Index (RQI)

Las teselas de actuación presentan en general una calidad de riberas pobre o moderada según la categorización mostrada en la tabla 2, con valores del índice RQI muy por debajo (Figura 21) de las estaciones de referencia (calidad buena), tanto previo al inicio de las actuaciones como en la actualidad. Respecto a la evolución de la calidad riparia, se encontraron diferencias significativas entre años (ANOVA, $F=6.557$, $p=4.948 \cdot 10^{-3}$, ver tabla 3), siendo el valor del RQI en el año 2017 significativamente superior al año 2016 (Post-hoc tests, $p=0.03$) y el valor de 2016 casi significativamente inferior que el de 2015 (Post-hoc tests, $p=0.058$, figura 20). Por lo tanto, el patrón observado es que durante 2016 ambos tratamientos registraron una disminución del RQI tras las actuaciones iniciales de corta de cañas y plantaciones mejorando la calidad riparia en 2017.

Estos resultados entran dentro de lo esperado, ya que estas actuaciones de corta y plantación suponen un impacto inicial sobre la calidad riparia al implicar la reducción temporal de la cobertura vegetal, cambios en la estructura de la vegetación y la afección involuntaria sobre ejemplares de especies nativas, entre otros. Se espera que los valores de calidad continúen esta tendencia positiva dado que los efectos negativos de las actuaciones iniciales son ya casi imperceptibles, la caña está más debilitada y el tamaño de los ejemplares plantados va en aumento (lo que aumenta sus posibilidades de supervivencia y la competencia que ejercen sobre la caña). De cualquier modo, resaltar lo lejos que aún queda el valor de RQI de las zonas de actuación en comparación con las teselas de referencia. Cuando han sido realizadas aproximadamente la mitad de las cortas programadas, queda claro que son necesarias más repeticiones de cortas de caña para que la vegetación plantada se desarrolle y la restauración tenga un efecto significativo en la calidad riparia. De hecho, se puede afirmar que el número de cortas que se han hecho en estos 2 años no han sido suficientes para agotar fisiológicamente a la caña y se espera que los mayores incrementos de calidad riparia se produzcan en esta fase final del proyecto.

Evolución de la Calidad riparia (RQI)

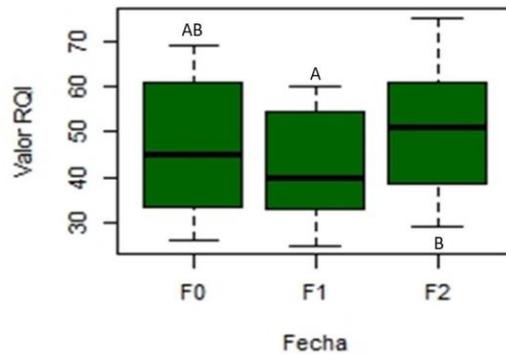


Figura 20: Evolución temporal del RQI. La línea gruesa en medio de las cajas es la mediana, los límites inferior y superior de las mismas son el cuartil 25 y el 75, y las patas ($Q1-1,5 \cdot IQR$ y $Q3+1,5 \cdot IQR$, respectivamente), siendo IQR la longitud de la caja ($Q3-Q1$). Fuente: elaboración propia

Finalmente, se observa que las teselas sometidas a tratamiento extensivo partieron de una calidad riparia ligeramente mejor (categoría de calidad moderada) que aquellas donde se aplicó un tratamiento intensivo (categoría de calidad pobre). Aunque ambos tipos de actuaciones han seguido evoluciones similares, esta leve diferencia inicial (estadísticamente no significativa) ha derivado en que tras las actuaciones de restauración, las zonas con tratamiento extensivo presenten un RQI levemente superior a las de tratamiento intensivo (Figura 21).

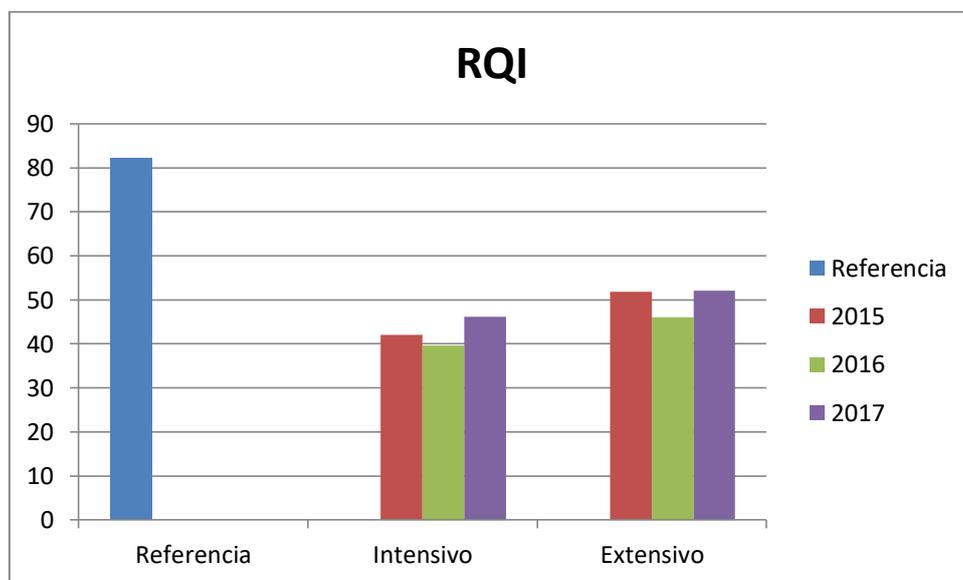


Figura 21: Evolución del valor medio del RQI en el tiempo por tratamiento. Fuente: elaboración propia

4. CONCLUSIONES

- El presente trabajo supone un primera evaluación de carácter preliminar de la técnica de cortas reiteradas para luchar contra la EEI *A. donax* en el marco del proyecto RIPISILVA. Esta técnica no ha sido testada de manera precisa con anterioridad. Transcurridos dos años desde el inicio de las actuaciones se observa una mejoría generalizada en el estado de las EMEs, llegando a ser significativa en las variables “altura media”, “riqueza total” y “RQI”. Sin embargo, esta mejora queda, en general, todavía lejos de los valores de referencia (EREs).
- Se debe continuar con los tratamientos de corta y mantenimiento, ya que dos años es un periodo de tiempo insuficiente para el correcto establecimiento de la vegetación nativa y poder alcanzar los objetivos del proyecto. Se espera que el estado de conservación de las EMEs siga mejorando conforme sigan avanzando las actuaciones de restauración y la vegetación nativa vaya ganando porte. Por otro lado, no hay que descartar que al final del mismo (2019) se llegue a la conclusión de que son necesarios más años para poder llegar a eliminar la caña y sea necesario darle más tiempo a las especies autóctonas a crecer lo suficiente para poder competir con las EEIs.

Recomendaciones para la gestión

Para el control de la caña es necesario actuar de manera proactiva y planificada, con acciones coordinadas a escala de cuenca o tramos amplios (en este caso de más de 50 Km) en vez de actuaciones puntuales y desconectadas. Hasta ahora se venía actuando únicamente en zonas bajas de la cuenca donde el estado ecológico suele ser malo y la caña domina de manera monoespecífica. Las actuaciones más prometedoras y con mayor tasa de éxito, corresponden a zonas de calidad intermedia y alta (usualmente en los tramos medios y altos de los ríos), tratando de conectarlos para finalmente alcanzar un buen estado ecológico del bosque de ribera. Finalmente resaltar la necesidad de seguir avanzando y expandiendo la filosofía del proyecto RIPISILVA, es decir, diseñar actuaciones coordinadas pero que sean flexibles y adaptables a las condiciones locales, como son el método de corta y mantenimiento o la selección de especies individualizada para cada actuación concreta.

5. AGRADECIMIENTOS

A mis tutores, Pepa Y Dani, por todo lo que han hecho para hacer posible que este trabajo pudiera salir adelante (bueno, Dani se dio un poco a la fuga, pero desde la distancia ha seguido siendo de gran ayuda y un gran apoyo). Por las grandes personas que son, por toda la paciencia que han tenido conmigo a lo largo de estos meses, así como agradecerles todo lo que he ido aprendiendo gracias a su experiencia.

A Víctor y Ettore, mis principales compañeros de muestreo. Agradecer a Víctor el haber sido mi guía por la zona de actuación del Ripisilva (aunque el mismo se perdiera a veces) y por toda la información proporcionada, que no ha sido poca. Y a Ettore agradecerle haber sido una pieza clave en amenizar y entretener en las salidas, sobre todo con sus constantes “quejas” sobre cualquier cosa que se le ocurriese, pero sobre todo de mí.

A todas aquellas personas pertenecientes (o no, simplemente que pasaran por allí) al departamento de Ecología e Hidrología (María, Nuria, Félix, Maridol, Belén, Claudia, etc) que han aportado su granito de arena, me han ofrecido su ayuda cuando la he necesitado y que han enriquecido este trabajo de un modo u otro.

A Cristina, por su siempre inestimable ayuda cada vez que necesito ayuda con los idiomas (y ya van dos que le debo).

A todos los que me rodean y que no han dejado de animarme en el transcurso de estos meses, gracias.

A mis padres. A mi hermana.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abichandani, S. L. (2007). *The potential impact of the invasive species Arundo donax on water resources along the Santa Clara river: seasonal and diurnal transpiration* (Tesis doctoral). University of California, Los Angeles.

Alcaraz, F., Ríos, S., Inocencio, C., y Robledo, A. (1997). Variation in the riparian landscape of the Segura River Basin, SE Spain. *Journal of Vegetation Science*, 8(4), 597-600.

Ambrose, R. F., y Rundel, P. W. (2007). *Influence of Nutrient Loading on the Invasion of an Alien Plant Species, Giant Reed (Arundo donax), in Southern California Riparian Ecosystems*. Technical Completion Reports Project, The Water Resources Center, University of California. <http://escholarship.org/uc/item/3qt3s5c4>

Antia, R., Regoes, R. R., Koella, J. C., y Bergstrom, C. T. (2003). The role of evolution in the emergence of infectious diseases. *Nature*, 426(6967), 658-661.

Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Millennium Ecosystem Assessment Synthesis Report*. Washington DC, United States: Island Press

Bell, G.P. (1997). Ecology and management of *Arundo donax* and approaches to habitat restoration in southern California. En: Brock, J.H., Wade, M., Pysek, P. y Green, D. (Eds.), *Plant Invasions: studies from North America and Europe* (pp 103-113). Leiden, Netherlands: Backhuys Publishers.

Boland, J. M. (2006). The importance of layering in the rapid spread of *Arundo donax* (giant reed). *Madrono*, 53(4), 303-312.

Bruno, D., Belmar, O., Sánchez-Fernández, D., y Velasco, J. (2014a). Environmental determinants of woody and herbaceous riparian vegetation patterns in a semi-arid mediterranean basin. *Hydrobiologia*, 730(1), 45-57.

Bruno, D., Zapata, V.M., Velasco, J., Millán, A., Calvo, J.F., Robledano, F. (2014b). Protocolo de seguimiento y evaluación de actuaciones del proyecto LIFE+ RIPISILVANATURA LIFE13 BIO/ES/1407.

Bruno, D., Zapata, V.M., Velasco, J., Millán, A., Calvo, J.F., Robledano, F. (2015). Evaluación inicial del estado ecológico de las estaciones de monitoreo del proyecto LIFE+ RIPISILVANATURA LIFE13 BIO/ES/1407.

Castro-Díez, P., Valladares, F., y Alonso, A. (2004). La creciente amenaza de las invasiones biológicas. *Revista Ecosistemas*, 13(3), 61-68.

Ceotto, E., y Di Candilo, M. (2010). Shoot cuttings propagation of giant reed (*Arundo donax* L.) in water and moist soil: The path forward?. *Biomass and Bioenergy*, 34(11), 1614-1623.

Coffman, G. C. (2007). *Factors influencing invasion of giant reed (Arundo donax) in riparian ecosystems of Mediterranean-type climate regions* (Tesis doctoral). University of California, Los Angeles.

Czech, B., y Krausman, P. R. (1997). Distribution and causation of species endangerment in the United States. *Science*, 277(5329), 1116-1117.

Decruyenaere, J. G., y Holt, J. S. (2005). Ramet demography of a clonal invader, *Arundo donax* (*Poaceae*), in Southern California. *Plant and Soil*, 277(1), 41-52.

Deltoro, V., Jiménez, J., y Vilan, X. M. (2012). *Bases para el manejo y control de Arundo donax L. (Caña común)*. Valencia, España: Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient y Generalitat Valenciana.

DiTomaso, J. M. (1998). Biology and ecology of giant reed. *En: Arundo and saltcedar: the deadly duo. Proceedings of the Arundo and saltcedar workshop* (pp. 1-5). Imperial County, United States: University of California.

Dudley, T.L. (2000). *Arundo donax*. *En: Bossard, C.C., Randall, J.M. y Hoshovsky, M.C. (Eds.), Invasive Plants of California's Wildlands*, (pp 53–58). Berkeley, United States: University of California Press.

Else, J. A. (1996). *Post-flood establishment of native woody species and an exotic, Arundo donax, in a southern Californian riparian system* (Tesis de máster). San Diego State University, San Diego.

González del Tánago, M., y 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.

Grace, J. B. (1993). The adaptive significance of clonal reproduction in angiosperms: an aquatic perspective. *Aquatic Botany*, 44(2-3), 159-180.

Gurevitch, J., y Padilla, D. K. (2004). Are invasive species a major cause of extinctions?. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(9), 470-474.

Guthrie, G. (2007). *Impacts of the invasive reed Arundo donax on biodiversity at the community-ecosystem level* (Tesis doctoral). University of the Western Cape, Cape Town.

Hendrickson, D. A., y McGaugh, S. (2005). Arundo donax (Carrizo Grande/Giant Cane) in Cuatro Ciénegas. Recuperado de <http://desertfishes.org/cuatroc/organisms/non-native/arundo/Arundo.html>

Herrera, A. M., y Dudley, T. L. (2003). Reduction of riparian arthropod abundance and diversity as a consequence of giant reed (*Arundo donax*) invasion. *Biological Invasions*, 5(3), 167-177.

Hobbs, R. J., y Harris, J. A. (2001). Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration ecology*, 9(2), 239-246.

Holl, K. D., y Crone, E. E. (2004). Applicability of landscape and island biogeography theory to restoration of riparian understorey plants. *Journal of Applied Ecology*, 41(5), 922-933.

Hood, W. G., y Naiman, R. J. (2000). Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants. *Plant Ecology*, 148(1), 105-114.

- Hoshovsky, M. (1986). Element stewardship abstract for *Arundo donax*. Giant Reed. Arlington, United States: The Nature Conservancy.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., y De Poorter, M. (2000). *100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database*. Auckland, New Zealand: Invasive Species Specialist Group.
- Mack, R. N. (1981). Invasion of *Bromus tectorum* L. into western North America: an ecological chronicle. *Agro-ecosystems*, 7(2), 145-165.
- March, M. I. J., y Martínez, J. R. (2007). *Especies invasoras de alto impacto a la biodiversidad, prioridades en México*. México DF, México: The Nature Conservancy.
- Mooney, H. A., y Hobbs, R. J. (Eds.). (2000). *Invasive species in a changing world*. Washington D.C., United States: Island Press.
- Pyšek, P., y Richardson, D.M. (2010). Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources*, 35, 25-55.
- R Core Team (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Recuperado de <https://www.R-project.org/>.
- Richardson, D. M., Holmes, P. M., Esler, K. J., Galatowitsch, S. M., Stromberg, J. C., Kirkman, S. P., y Hobbs, R. J. (2007). Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions*, 13(1), 126-139.
- Rossa, B., Tüffers, A. V., Naidoo, G., y Willert, V. D. (1998). *Arundo donax* L.(Poaceae)—a C3 species with unusually high photosynthetic capacity. *Plant Biology*, 111(3), 216-221.
- Scott, G. (1994). Fire threat from *Arundo donax*. En: Jackson, N.E., Frandsen, P. y Douthit, S. (Eds.), *Arundo donax Workshop Proceedings*. (pp. 17-18). Ontario, United States: California Exotic Pest Plant Council.

Shine, C., Williams, N., y Gündling, L. (2000). *A guide to designing legal and institutional frameworks on alien invasive species*. Siegburg, Germany: International Union for Conservation of Nature, Gland, Switzerland Cambridge and Bonn.

Spencer, D. F., y Ksander, G. G. (2006). Estimating *Arundo donax* ramet recruitment using degree-day based equations. *Aquatic Botany*, 85(4), 282-288.

Stewart, G., y Hull, A. C. (1949). Cheatgrass (*Bromus Tectorum* L.). An Ecologic Intruder in Southern Idaho. *Ecology*, 30(1), 58-74.

TYPSA (2014). Proyecto de actuaciones para el control de EEIs no arbóreas y restauración de los HRAs dentro del proyecto LIFE+RIPISILVANATURA LIFE13 BIO/ES/1407.

Velasco, J., Ríos, S., Vives, R., Llorente, N., Sánchez, D., Abellán, P., y Martínez, V. (2008). Caracterización de las formaciones riparias de la Cuenca del Segura. En Camero, F. y Velasco, J. (Eds.), *Restauración de Riberas. Manual para la restauración de riberas en la cuenca del Río Segura*, (pp.89-124). San Vicente de Raspeig, España: Confederación hidrográfica del Segura, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

7. ANEXOS

Anexo 1. Relación de todas las especies vegetales riparias inventariadas en el área de estudio.

Especies nativas	
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	<i>Olea europaea</i> L. var. <i>sylvestris</i> Brot.
<i>Anthyllis cytisoides</i> L.	<i>Osyris alba</i> L.
<i>Apium graveolens</i> L.	<i>Osyris lanceolata</i> Hochst. & Steud.
<i>Apium nodiflorum</i> (L.) Rchb	<i>Phlomis lychnitis</i> L.
<i>Arbutus unedo</i> L.	<i>Phyllirea angustifolia</i> L.
<i>Artemisia campestris</i> L.	<i>Phragmites australis</i> (Cav)Trin. Ex. Steudel
<i>Asparagus acutifolius</i> L.	<i>Pinus halepensis</i> Mill.
<i>Asparagus horridus</i> L.	<i>Pinus pinea</i> L.
<i>Asparagus officinalis</i> L.	<i>Pistacia lentiscus</i> L.
<i>Atriplex halimus</i> L.	<i>Pistacia terebinthus</i> L.
<i>Brachypodium phoenicoides</i> (L.) Roem. & Schult	<i>Piptatherum miliaceum</i> (L.) Coss
<i>Brachypodium retusum</i> (Pers.) Beauv.	<i>Phoenix dactylifera</i> L.
<i>Bryonia dioica</i> Jacq.	<i>Platanus hispanica</i> Miller ex Münchh.
<i>Carex pendula</i> Huds.	<i>Populus alba</i> L.
<i>Carpobrotus edulis</i> (L.) L. Bolus	<i>Populus nigra</i> L.
<i>Celtis australis</i> L.	<i>Populus x canadensis</i> Moench
<i>Chamaesyce nutans</i> (Lag.) Small	<i>Potentilla reptans</i> L.
<i>Cistus albidus</i> L.	<i>Prunus dulcis</i> (Mill.) D.A. Webb
<i>Cistus clusii</i> Dunal	<i>Prunus domestica</i> L.
<i>Cistus monspeliensis</i> L.	<i>Psoralea bituminosa</i> L.
<i>Cladium mariscus</i> L.	<i>Punica granatum</i> L.
<i>Clematis vitalba</i> L.	<i>Pyrus communis</i> L.
<i>Coriaria myrtifolia</i> L.	<i>Quercus coccifera</i> L.
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	<i>Quercus rotundifolia</i> Lam.
<i>Cynanchum acutum</i> L.	<i>Retama sphaerocarpa</i> (L.) Boiss.
<i>Cyperus fuscus</i> L.	<i>Rhamnus alaternus</i> L.
<i>Cyperus longus</i> L.	<i>Rhamnus lycioides</i> L.
<i>Daphne gnidium</i> L.	<i>Rosa canina</i> L.
<i>Desmazeria rigida</i> (L.) Tutin	<i>Rosmarinus officinalis</i> L.
<i>Digitalis obscura</i> L.	<i>Rubia peregrina</i> L.
<i>Dittrichia viscosa</i> (L.) Greuter	<i>Rubus caesius</i> L.
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> Scop.	<i>Rubus ulmifolius</i> Schott.
<i>Dorycnium rectum</i> (L.) Ser.	<i>Ruscus aculeatus</i> L.
<i>Epilobium hirsutum</i> L.	<i>Saccharum ravennae</i> (L.) Murray
<i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.	<i>Salix alba</i> L.
<i>Elymus hispidus</i> (Opiz) Melderis	<i>Salix atrocinerea</i> Brot.
<i>Ficus carica</i> L.	<i>Salix babylonica</i> L.
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl.	<i>Salix eleagnos</i> Scop.
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	<i>Salix fragilis</i> L.
<i>Genista spartioides</i> Spach	<i>Salix purpurea</i> L.

<i>Hedera helix</i> L.	<i>Sambucus nigra</i> L.
<i>Helychrisum stoechas</i> (L.) Moench	<i>Samolus valerandi</i> L.
<i>Imperata cylindrica</i> (L.) Raeuschel	<i>Satureja intricata</i> Lange
<i>Iris pseudacorus</i> L.	<i>Scirpus holoschoenus</i> L.
<i>Juglans regia</i> L.	<i>Scirpus maritimus</i> L.
<i>Juncus acutus</i> L.	<i>Sedum sediforme</i> (Jacq.) Pau
<i>Juncus articulatus</i> L.	<i>Smilax aspera</i> L.
<i>Juncus inflexus</i> L.	<i>Sorghum halepense</i> (L.)
<i>Juncus maritimus</i> Lam.	<i>Stipa tenacissima</i> L.
<i>Juniperus oxycedrus</i> L.	<i>Suaeda vera</i> Forskål ex J.F. Gmelin
<i>Juniperus phoenicea</i> L.	<i>Tamarix boveana</i> Bunge
<i>Laurus nobilis</i> L.	<i>Tamarix canariensis</i> Willd.
<i>Lonicera biflora</i> Desf.	<i>Tamarix gallica</i> L.
<i>Lonicera implexa</i> Ait.	<i>Thalictrum speciosissimum</i> L.
<i>Lygeum spartum</i> L.	<i>Typha dominguensis</i> (Pers.) Steud.
<i>Lysimachia ephemerum</i> L.	<i>Ulmus minor</i> Mill.
<i>Lythrum salicaria</i> L.	<i>Urtica dioica</i> L.
<i>Marrubium vulgare</i> L.	<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.
<i>Mentha suaveolens</i> Ehrh.	<i>Vitex agnus-castus</i> L.
<i>Mespilus germanica</i> L.	<i>Vitis vinifera</i> L.
<i>Nasturtium officinale</i> R. Br.	<i>Zygophyllum fabago</i> L.
<i>Nerium oleander</i> L.	

Especies exóticas

Agave americana L.

Arundo donax L.

Eleagnus angustifolia L.

Morus alba L.

Nicotiana glauca R.C. Graham

Opuntia maxima Mill.

Prunus persica (L.) Batsch

Robinia pseudoacacia L.

Washingtonia robusta H. Wendl.

Zizyphus jujuba Miller

Anexo 2. Especies y número de pies plantados en cada tesela de monitorización.

ESPECIE	TIPO	TESELA REPOSICIÓN TOTAL	7	7	9	9	12	12	14	14	17/18	17/18	23	23	35	35
			1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª
<i>Arbutus unedo</i>	ARBUSTIVA	146														
<i>Celtis australis</i>	ARBÓREA	258			55	26				20	10	5		20		10
<i>Cladium mariscus</i>	ARBUSTIVA	400		10			34	13		10	4	10	165	74	7	
<i>Crataegus monogyna</i>	ARBUSTIVA	180	7	7	26	10							40	25		
<i>Ficus carica</i>	ARBÓREA	15														15
<i>Fraxinus angustifolia</i>	ARBÓREA	315				21			20	20				15	17	15
<i>Genista spartioides</i>	ARBUSTIVA	46										12				
<i>Nerium oleander</i>	ARBUSTIVA	1138	23		83		88		75		11	9	40	26	22	
<i>Populus alba</i>	ARBÓREA	395							15	10	4	25	99	72		20
<i>Populus nigra</i>	ARBÓREA	180							20		9				8	
<i>Rhamnus alaternus</i>	ARBUSTIVA	390	7	6	26	21		54		80		25	40	28		20
<i>Rosa canina</i>	ARBUSTIVA	439	14		46				42							8
<i>Saccharum ravennae</i>	ARBUSTIVA	399	18		62				25				50		6	
<i>Salix atrocinerea</i>	ARBÓREA	357	7		55		18	8	8	10	5	10	40	10	16	20
<i>Salix fragilis</i>	ARBÓREA	336			45		16	4	16	10	10	10		13	9	20
<i>Salix neotricha</i>	ARBÓREA	240		5		1		3		10				20	6	
<i>Salix purpurea</i>	ARBUSTIVA	724	14	30	46	30	32	9		10	4	10	72	63	6	41
<i>Salix triandra</i>	ARBÓREA	81												81		
<i>Sambucus nigra</i>	ARBUSTIVA	863					60	53					126	62		17
<i>Scirpus holoschoenus</i>	ARBUSTIVA	325					42				6		72			
<i>Scirpus maritimus</i>	ARBUSTIVA	75											75			
<i>Tamarix canariensis</i>	ARBÓREA	105														10
<i>Tamarix boveana</i>	ARBÓREA	162		10		10										10
<i>Ulmus minor</i>	ARBÓREA	127			38				15							3
	TOTALES	7696	90	68	482	119	290	144	236	180	63	116	900	443	128	163

ESPECIE	TIPO	TESELA REPOSICIÓN TOTAL	37	37	39	39	40	40	43	43	44	44	47	47	49	49	50	50	51	51	
			1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª
<i>Arbutus unedo</i>	ARBUSTIVA	146				30				60		56									
<i>Celtis australis</i>	ARBÓREA	112		10			14	10	49	10			12				2			5	
<i>Cladium mariscus</i>	ARBUSTIVA	73	5		28	1	13			24					2						
<i>Crataegus monogyna</i>	ARBUSTIVA	65	3			10				20		20	12								
<i>Ficus carica</i>	ARBÓREA	0																			
<i>Fraxinus angustifolia</i>	ARBÓREA	207	5	18	85	10		10		8	34	15	22								
<i>Genista spartioides</i>	ARBUSTIVA	34								20		14									
<i>Nerium oleander</i>	ARBUSTIVA	761	16		116	30	16		297	30	114		36		5		37			64	
<i>Populus alba</i>	ARBÓREA	150	5	15		5	3	5	20	15	25	20	17	16			2			2	
<i>Populus nigra</i>	ARBÓREA	143	5		47	21		20		14	34						2				
<i>Rhamnus alaternus</i>	ARBUSTIVA	83	3	19									12						23		26
<i>Rosa canina</i>	ARBUSTIVA	329	6		36				134		68		22		3		20			40	
<i>Saccharum ravennae</i>	ARBUSTIVA	238	8		24				89		45		31		2		15			24	
<i>Salix atrocinerea</i>	ARBÓREA	150	10	6	62	20	9		5		14		18		2		2			2	
<i>Salix fragilis</i>	ARBÓREA	183	10	6	44	20	13		39		25		17		2		2			5	
<i>Salix neotricha</i>	ARBÓREA	195	2		24	30		10		33		20		10						16	50
<i>Salix purpurea</i>	ARBUSTIVA	357	10	20	26	57	12	30		88		14	22	16	2					16	44
<i>Salix triandra</i>	ARBÓREA	0																			
<i>Sambucus nigra</i>	ARBUSTIVA	545			64	50		20	237	66		26		34						23	25
<i>Scirpus holoschoenus</i>	ARBUSTIVA	205			36	8			134	27											
<i>Scirpus maritimus</i>	ARBUSTIVA	0																			
<i>Tamarix canariensis</i>	ARBÓREA	95	5			25			55								3			7	
<i>Tamarix boveana</i>	ARBÓREA	132	5	10		3		7	55	22		20					3			7	
<i>Ulmus minor</i>	ARBÓREA	71	2		15		10				20		22				2				
	TOTALES	4274	100	104	607	320	90	112	1114	437	379	205	243	76	18	0	90	78	156	145	

Anexo 3. Hoja de campo utilizada para muestrear el crecimiento y regeneración de *A. donax*

EVALUACIÓN ELIMINIZACIÓN EEIs (*Arundo donax*)

Id	Indicación localización	Banda riparia	UTM	N	H (m)	Spp nat.	H nat	Cobert nat.	Pies plant.	Sombra externa	Insolación (In/Out)	Hum (%)	T (F)	Observaciones (%)	
				<i>Arundo</i>	<i>Arundo</i>	N tallos (A)	(m)	% (A,a,h)							

T= Temperatura
 Hum= Humedad
 N= Número de tallos
 H= Altura de tallos
 A= Arbóreo
 a= arbustivo
 h= herbáceo
 nat= nativa
 plant= plantado
 Cobert=Cobertura

Anexo 4: Hoja de campo utilizada para el monitoreo del RQI

Hoja de campo Monitoreo de EEIs

LIFE Ripisilvanatura

Departamento de Ecología e Hidrología
Universidad de Murcia

UNIVERSIDAD DE
MURCIA



Nombre EME:

Tesela LIFE Ripisilvanatura:

Tipo de actuación:

Retirada de motas (Sí/No):

Fecha:

Municipio:

Margen:

EVALUACIÓN CALIDAD RIPARIA

RQI:

RQI1:

RQI2:

RQI3:

RQI4:

RQI5:

RQI6:

RQI7:

Cobertura

% Especies nativas:

% Especies exóticas:

% Suelo desnudo:

Cobertura de especies nativas

%Estrato arbóreo:

%Estrato arbustivo:

%Estrato herbáceo:

INFORMACIÓN ADICIONAL

Formación riparia dominante:

Tipo de formación (Soto/lineal)

Anchura media del corredor ripario (m):

Uso del suelo adyacente (Natural, Agrícola, Urbano, Carretera, Otros):

Evidencias de pastoreo (Si/No):

Anexo 5: Hoja de campo utilizada para inventariar las especies vegetales

INVENTARIO ESPECIES VEGETALES HRA						
					FECHA:	
LOCALIDAD:						
PARAJE/UNIDAD:						
TRANSECTO 100 M						
UTM x						
UTM y						
Margen						
Especies:					P/A	Franja
<i>Arundo donax</i>						
<i>Aster squamatus</i>						
<i>Asparagus acutifolius</i>						
<i>Brachypodium retusum</i>						
<i>Celtis australis</i>						
<i>Convolvulus althaeoides</i>						
<i>Coriaria myrtifolia</i>						
<i>Cynanchum acutum</i>						
<i>Cynodon dactylon</i>						
<i>Dorycnium rectum</i>						
<i>Elymus hispidus</i>						
<i>Equisetum palustre</i>						
<i>Equisetum ramosissimum</i>						
<i>Ficus carica</i>						
<i>Fraxinus angustifolia</i>						
<i>Hedera helix</i>						
<i>Hyparrhenia hirta</i>						
<i>Imperata cylindrica</i>						
<i>Lithrum salicaria</i>						
<i>Lonicera biflora</i>						
<i>Lycopus europaeus</i>						
<i>Marrubium vulgare</i>						
<i>Nerium oleander</i>						
<i>Parietaria judaica</i>						
<i>Peucedanum hispanicum</i>						
<i>Phragmites australis</i>						
<i>Pinus halepensis</i>						
<i>Piptatherum miliaceum</i>						
<i>Pistacia lentiscus</i>						
<i>Pistacia terebinthus</i>						
<i>Plantago lanceolata</i>						
<i>Platanus orientalis</i>						
<i>Plantago major</i>						
<i>Populus alba</i>						
<i>Populus nigra</i>						
<i>Potentilla reptans</i>						
<i>Ranunculus repens</i>						
<i>Retama sphaerocarpa</i>						
<i>Rhamnus alaternus</i>						
<i>Rhamnus lycioides</i>						
<i>Rosa canina</i>						
<i>Rubia peregina</i>						
<i>Rubus ulmifolius</i>						
<i>Saccharum ravennae</i>						
<i>Salix atrocinerea</i>						
<i>Salix fragilis</i>						

Anexo 6: Datos utilizados para la realización de los análisis

T	Corta	M	F	R	Densid.	AltMax	AltMed	RQI	CobEspNat	CobEspExo
12	Man	I	F0	9	22	5,2	3,7	60	60	40
44	Man	I	F0	13	19	3,9	3,3	55	40	60
49	Man	I	F0	6	26	6,8	5,2	28	20	90
50	Man	I	F0	8	12	5,5	2,9	45	20	80
7	Man	E	F0	10	30	4,9	3,7	34	25	75
14	Man	E	F0	24	19	5,3	4,6	68	80	20
43	Man	E	F0	19	19	5,4	4,2	69	60	40
9	Mec	I	F0	12	29	3,8	2,6	26	5	95
23	Mec	I	F0	13	32	3,6	2,8	27	10	90
37	Mec	I	F0	16	27	6,0	5,4	62	65	30
40	Mec	I	F0	11	28	3,2	2,3	33	30	90
17	Mec	E	F0	9	17	4,8	4,0	41	10	90
35	Mec	E	F0	22	40	4,8	3,7	63	50	50
39	Mec	E	F0	20	26	5,4	4,1	51	40	55
47	Mec	E	F0	11	28	5,3	3,7	43	50	80
12	Man	I	F1	22	11	0,8	0,6	54	60	40
44	Man	I	F1	16	19	0,7	0,5	47	65	50
49	Man	I	F1	7	24	1,6	1,1	25	5	95
50	Man	I	F1	15	24	2,5	1,9	35	15	85
7	Man	E	F1	15	26	0,7	0,4	30	30	70
14	Man	E	F1	21	3	0,2	0,1	60	80	20
43	Man	E	F1	21	8	1,9	1,3	55	40	60
9	Mec	I	F1	23	31	1,8	1,1	40	30	70
23	Mec	I	F1	22	27	1,4	0,8	33	15	90
37	Mec	I	F1	23	26	0,8	0,4	58	50	50
40	Mec	I	F1	10	24	0,8	0,4	25	10	90
17	Mec	E	F1	20	10	0,7	0,3	35	15	85
35	Mec	E	F1	22	16	1,0	0,6	54	60	50
39	Mec	E	F1	20	16	1,0	0,7	58	50	50
47	Mec	E	F1	13	10	0,9	0,5	33	40	75
12	Man	I	F2	22	19	0,7	0,4	58	45	35
44	Man	I	F2	24	13	0,8	0,5	56	60	50
49	Man	I	F2	9	25	2,4	1,9	29	5	95
50	Man	I	F2	16	30	1,6	1,1	40	25	70
7	Man	E	F2	19	36	1,6	0,9	31	20	80
14	Man	E	F2	31	15	1,6	1,1	75	90	15
43	Man	E	F2	33	12	1,2	0,7	65	40	65
9	Mec	I	F2	27	31	0,5	0,2	44	60	40
23	Mec	I	F2	30	49	1,5	0,8	51	25	75
37	Mec	I	F2	32	25	1,7	0,9	61	40	50
40	Mec	I	F2	19	19	1,6	1,1	30	40	60

17	Mec	E	F2	25	23	1,6	1,1	37	10	85
35	Mec	E	F2	34	30	1,6	2,4	61	50	70
39	Mec	E	F2	27	12	2,0	1,4	61	60	40
47	Mec	E	F2	18	11	1,5	1,0	44	35	60

T=Tesela, C=Corta (Man=Manual, Mec=Mecánica), M=Mantenimiento (I=Intensivo, E=Extensivo), F=Fecha (F0=2015, F1=2016, F2=2017), R=Riqueza de especies