

# EVALUACIÓN FINAL DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LAS ESTACIONES DE MONITOREO DEL PROYECTO LIFE+ RIPISILVANATURA

LIFE13 BIO/ES/1407

31 agosto de 2019

 RIPISILVA**Equipo redactor:**

Daniel Bruno Collados

Victor Manuel Zapata

Josefa Velasco García

Andrés Millán Sánchez

Ettore Emmanuele Dettori

Antonio José García Meseguer

Francisco Robledano Aymerich

Departamento de Ecología e Hidrología

Universidad de Murcia



## TABLA DE CONTENIDO:

<b>1. Introducción</b> .....	<b>5</b>
<b>2. Metodología</b> .....	<b>6</b>
2.1 Área de estudio y selección de estaciones de muestreo .....	6
2.2 Monitoreo e indicadores ecológicos .....	6
2.3 Análisis de datos.....	11
<b>3. Resultados</b> .....	<b>12</b>
3.1 Composición y cobertura en Hábitats Riparios Autóctonos (HRAs) .....	12
3.2 Calidad de las riberas (RQI) .....	15
3.3 Densidad y altura de caña .....	16
3.4. Calidad físico-química del agua .....	17
3.5. Macroinvertebrados acuáticos .....	18
3.6 Aves .....	20
3.7. Otros indicadores .....	23
3.7.1. Moluscos terrestres.....	23
3.7.2 Mamíferos semiacuáticos .....	25
3.8. Cambios significativos en los indicadores ecológicos con las actuaciones realizadas ....	26
3.9. Relaciones entre la vegetación ribereña y las comunidades de macroinvertebrados acuáticos y aves.....	31
<b>4. Discusión</b> .....	<b>32</b>
4.1 Vegetación ribereña .....	33
4.2 Macroinvertebrados acuáticos.....	34
4.3 Aves .....	36
4.4 Mamíferos semiacuáticos (Nutria paleártica) .....	38
4.5 Implicaciones de gestión .....	39
<b>5. Conclusiones</b> .....	<b>40</b>
<b>6. Agradecimientos</b> .....	<b>42</b>
<b>7. Referencias</b> .....	<b>42</b>
<b>ANEXOS</b> .....	<b>46</b>

# RIPISILVA



LIFE13 BIO/ES/1407

## 1. Introducción

A continuación se presenta la evaluación final del estado ecológico de la red de estaciones de monitoreo ecológico (EMEs) tras las actuaciones de eliminación de especies exóticas y restauración de riberas realizadas en el marco del proyecto LIFE13 BIO/ES/1407 (RIPISILVANATURA). Para ello se ha llevado a cabo un programa de seguimiento que se inicia el año 2015 (antes de las actuaciones) y se extiende después de las actuaciones (2016-2018) en base a diversos indicadores ecológicos que incluyen la calidad físico-química de las aguas, la diversidad vegetal de riberas (cuantificando la presencia de especies exóticas), la calidad y fisonomía del hábitat ripario, y la biodiversidad faunística. Esta última incluye los tres grupos indicadores básicos propuestos en el proyecto (avifauna, mamíferos e invertebrados acuáticos), e incorpora otras taxocenosis (quirópteros, moluscos terrestres) registradas de forma complementaria en los muestreos generales siguiendo en todos los casos un protocolo estandarizado (PROTOCOLO DE SEGUIMIENTO Y EVALUACIÓN DE ACTUACIONES DEL PROYECTO LIFE+ RIPISILVANATURA, 2015, subacción A1.3).

Este informe da cumplimiento al hito (milestone) nº 53 del cronograma de la acción D1 (Seguimiento de los Hábitats Riparios Autóctonos (HRAs) y su biodiversidad asociada en las Estaciones de Monitorización Ecológica (EME) y Evaluación Final) y al deliverable correspondiente (Nº 23).

La evaluación final realizada, en base a los indicadores ecológicos utilizados, es esencial para determinar el éxito de las actuaciones de control de Especies Exóticas Invasoras (EEl), principalmente *Arundo donax*, y la recuperación de los Hábitats Riparios Autóctonos (HRAs). La comparación de los valores de los indicadores ecológicos de las EMEs antes y después de las actuaciones de restauración ha permitido identificar los cambios en los valores de biodiversidad, calidad, especies exóticas, etc. respecto a los del estado previo y el grado de consecución de los objetivos (desviación con respecto a los valores de las estaciones de referencia bien conservadas).

Las conclusiones obtenidas acerca de la efectividad de las distintas técnicas, mantenimiento y especies utilizadas, y las recomendaciones para la gestión derivadas de ellas, deben servir de referencia para similares proyectos que se puedan llevar a cabo, tanto en la Cuenca del Segura cómo en otras áreas que presenten una problemática parecida.

## 2. Metodología

### 2.1 Área de estudio y selección de estaciones de muestreo

El área objeto de intervención del proyecto es un tramo de 55 Kilómetros del río Segura desde el paraje del Menjú (aguas abajo de la ciudad de Cieza) hasta el límite provincial (unión del río Segura y río Mundo, municipio de Calasparra). Dada la longitud del tramo fluvial objeto de estudio y de acuerdo con los inventarios de flora y fauna recopilados y realizados en el marco de la acción A.1. 2 del presente proyecto, existe una alta variabilidad en la composición y calidad de la vegetación riparia. Así en el estado inicial previo a las actuaciones encontramos 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. Respecto a la composición y abundancia de especies, pese a que la alameda es la formación dominante en gran parte del tramo (Hábitat 92A0 Directiva 92/43CEE) encontramos un gradiente longitudinal donde las especies acompañantes de los álamos blancos (*Populus alba*) cambian de abundancia según su posición en el eje fluvial. Así, se produce un cambio progresivo longitudinal desde zonas donde abundan especies que requieren una humedad moderada (*Fraxinus angustifolia*, *P. nigra*) a zonas donde toman protagonismo las especies más termófilas (*Nerium oleander*, *Tamarix canariensis*). Esta diversidad quedó reflejada en la red de estaciones de monitorización ecológica.

### 2.2 Monitoreo e indicadores ecológicos

La efectividad de las medidas de restauración en función de la frecuencia del corte *A. donax* se evaluó mediante un diseño BACI (“Before and After Control Impact”, 2015 antes – 2016-2018 después de las actuaciones), seleccionando 20 estaciones de monitoreo ecológico EMEs (bajo el criterio de incluir > 25% de las zonas de actuación, Anexo I) ubicadas la mitad en secciones con corte mensual de la caña y la otra mitad con corte trimestral) y 5 estaciones de referencia (EREs) representativas del buen estado de conservación de las riberas (Figura 2.1). Dado que todo el ámbito del proyecto se encuentra sometido a una fuerte influencia del embalse del Cenajo (el más grande de la Cuenca del Segura) y la correspondiente alteración hidrológica, de las 5 estaciones de referencia una de ellas se situó aguas arriba de dicho embalse donde la regulación hídrica es menor, los usos del suelo son naturales y la vegetación riparia corresponde a las mismas formaciones vegetales con calidad de riberas muy alta. El resto de estaciones de referencia se podrían catalogar como

“estaciones de referencia alcanzables”, siendo lugares que pese a presentar cierta influencia antrópica presentan un estado ecológico bueno. Así, la comparación de los valores de los indicadores ecológicos de las EMEs con aquellos obtenidos en las EREs permite hacer un diagnóstico inicial y final, y estimar el grado de desviación de los valores de biodiversidad, calidad, especies exóticas, etc. respecto a aquellos que alcanzan otras zonas cercanas sin especies exóticas y bien conservadas, y que potencialmente pueden alcanzar las EMEs tras la realización del proyecto.

Los diferentes indicadores ecológicos relacionados con la diversidad de grupos ribereños (plantas, aves y mamíferos semiacuáticos) y acuáticos (macroinvertebrados), así como los índices de calidad ecológica de las diferentes comunidades biológicas, fueron monitoreados anualmente en primavera durante la temporada de crecimiento vegetativo antes de la próxima campaña de siega de la caña. Se superó con creces el número de muestreos estacionales previstos en el proyecto (4 por año), considerando sólo los muestreos dirigidos a aves (4 visitas anuales incluyendo los censos directos y el trampeo para anillamiento), macroinvertebrados y mamíferos (una campaña anual para cada taxocenosis). Los indicadores complementarios (moluscos terrestres y quirópteros) fueron muestreados con menor intensidad y continuidad, pero incorporaron un número importante de jornadas adicionales de campo. Los muestreos estacionales se concentraron en los meses de abril a junio con el fin de cubrir la máxima variabilidad temporal dentro del periodo más crítico del ciclo vital de las especies. En particular, para el caso de las aves, la realización de muestreos al principio y final del periodo reproductor permitió representar adecuadamente la comunidad nidificante (que establece una relación de dependencia más estrecha con los hábitats riparios) y capturar al mismo tiempo parte del flujo migratorio primaveral (para el cuál dichos hábitats constituyen corredores biológicos esenciales).

Con respecto a la **vegetación ribereña**, se realizaron transectos longitudinales (de 1 a 5 dependiendo del ancho del área ribereña) en 16 EMEs (la mitad de ellos ubicados en secciones con corte mensual y trimestral, respectivamente), para estimar la composición y la abundancia (escala semi - cuantitativa desde ocasionales hasta dominantes) de especies ribereñas, la cobertura de vegetación nativa y exótica, la calidad de las riberas (Índice de calidad ribereña-RQI, González del Tánago y García de 235 Jalón, 2011). Además, se colocaron sistemáticamente 5 cuadrantes de 1 m<sup>2</sup> (1 x 1 m) a lo largo de cada ERE (16 x 5 = 80 cuadrantes) para registrar la densidad y la altura de *A. donax*.

La comunidad de **aves** ribereñas se monitorizó dos veces al año, principios de primavera (15 de abril a 15 de mayo) y finales de primavera (15 de mayo a 15 de junio), a través de transectos de línea mediante detección visual y auditiva (Sutherland, 1996) durante al menos 1 hora dentro de las primeras 4 horas de luz solar en 14 de las EREs seleccionadas. A partir de estos muestreos se obtuvo la riqueza, densidad y abundancia anuales de las especies de aves (Índice Kilométrico de Abundancia, IKA/Kilometric Abundance Index, KAI).

Con vistas a la monitorización de los **mamíferos semiacuáticos** (mustélidos, roedores), durante todas las jornadas de muestreo se procedió a la recogida de excrementos y al registro de otros rastros para establecer la distribución y abundancia relativa de las especies objetivo (Nutria Paleártica *Lutra lutra* y Rata de Agua (*Arvicola sapidus*) en los tramos fluviales incluidos en el proyecto. También se realizaron otras visitas puntuales específicas para la recolección de excrementos y colocación de cámaras de fototrampeo en zonas frecuentadas por la nutria. Aunque la segunda especie objetivo estaba citada en el área de estudio (Román, 2011), en la práctica la presencia de rata de agua fue tan testimonial en los muestreos realizados, que fue inviable basar la monitorización biológica en ella, intensificando la prospección de la nutria mediante una combinación de técnicas no invasivas (identificación morfológica y genética de rastros, fototrampeo). Se instalaron también aparatos de detección de llamadas de quirópteros que se mantuvieron activos entre 2-3 días en determinadas teselas para determinar la identidad y abundancia relativa de las especies de este grupo en las zonas de actuación. Los detectores se mantuvieron en dichas zonas alrededor de las fechas de muestreo de los restantes indicadores.

El muestreo de campo de nutria se llevó finalmente a cabo durante 3 años más 1 de verificación de datos preliminares (2016-2019), siguiendo el “Protocolo para el seguimiento de mustélidos semiacuáticos” (punto 8) incluido en el “Protocolo de seguimiento y evaluación de actuaciones del proyecto LIFE+ RIPISILVANATURA” (2015) en concreto del apartado 8.1 “Muestreos de Nutria Paleártica (*Lutra lutra*)”, al que se han aportado algunas variaciones. El muestreo de nutria se realizó mensualmente y en el periodo de tiempo comprendido entre abril de 2016 a julio de 2018, coincidiendo con la corta de la caña común (*Arundo donax*).

El método de muestreo ha consistido en la búsqueda y recogida de excrementos de nutria en 42 estaciones de muestreo (longitud media  $\pm$  SD = 0,5  $\pm$  0,2 km) a lo largo del área de estudio anteriormente descrita. Cada estación de muestreo fue visitada de 1 a 10 veces siguiendo el “método estándar” (Reuther

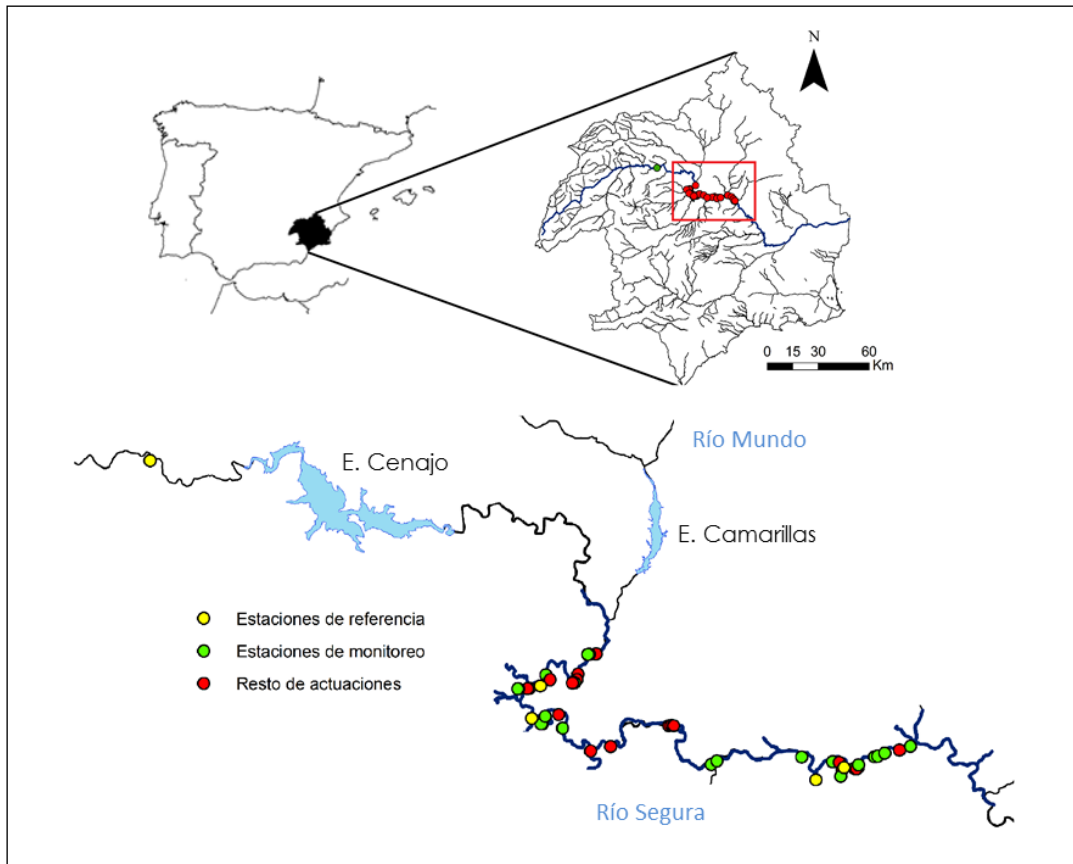


et al., 2000), cubriendo un tramo de 109,78 km de longitud del río. Cada estación de muestreo se ha seleccionado en puntos reconocibles fijos, que coinciden con zonas en las que existen estructuras que sobresalen del cauce (como puentes, vados, compuertas, troncos caídos). Esta metodología se recoge en el “Protocolo para el seguimiento de mamíferos acuáticos” anteriormente citado.

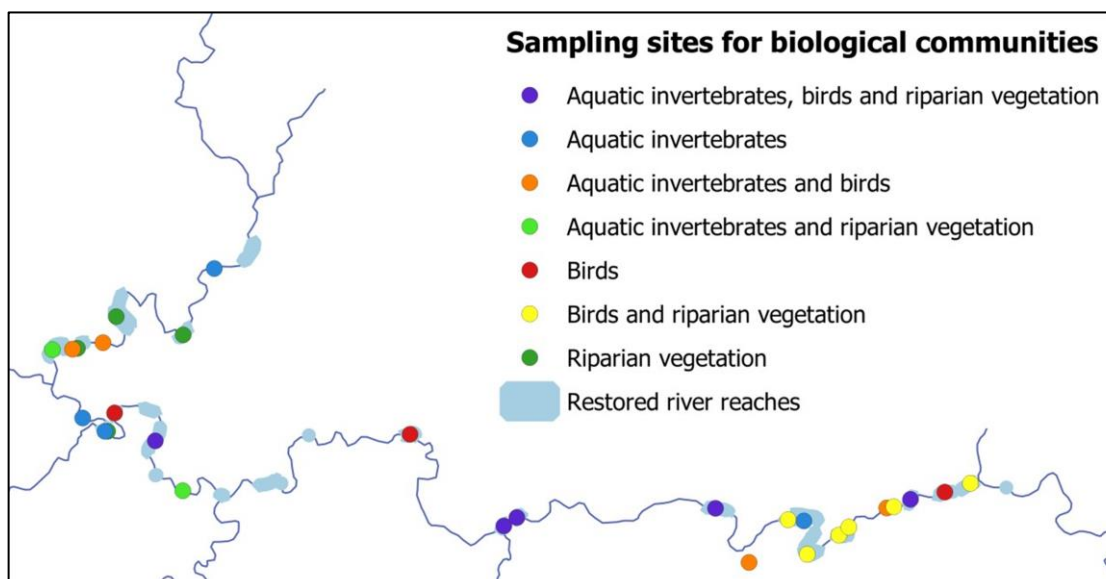
Para los **moluscos terrestres**, en determinadas teselas, se establecieron transectos de 5 m en los que se recolectaron directamente todos los individuos o sus restos (normalmente conchas), además de recoger una bolsa de suelo/hojarasca con el fin de prospectar también micromoluscos. Todos los ejemplares fueron identificados posteriormente en el laboratorio, donde se procedió también al tamizado de las muestras de suelo/hojarasca para la separación e identificación de las especies no detectables a simple vista. Los investigadores a cargo de la recolección y/o manipulación de los ejemplares recogidos contaban con la preceptiva autorización.

Finalmente, los **macroinvertebrados acuáticos** se muestrearon anualmente a finales de la primavera cuando su riqueza y abundancia es máxima de invertebrados acuáticos) en 12 tramos de río con una manga pentagonal (luz de malla de 500  $\mu\text{m}$ ) a través de un protocolo estandarizado donde el esfuerzo de muestreo fue proporcional a la diversidad de hábitats acuáticos presentes y su abundancia (Jáimez-Cuéllar et 2002; Alba-Tercedor et al., 2002). Se obtuvo una muestra única por sitio y se conservó en etanol al 96%. En el laboratorio, los organismos se identificaron a nivel de familia, excepto los hemípteros y coleópteros que se identificaron a nivel de especie. Se obtuvieron tres métricas de riqueza: riqueza total de familias de macroinvertebrados, riqueza de especies de coleópteros y riqueza de especies de hemípteros, como sustitutos de la riqueza total de las especies de la comunidad de macroinvertebrados (Sánchez-Fernández et al., 2006; Carbonell et al., 2011). Con los datos de la composición de los taxones a nivel de familia se calculó el índice de calidad ecológica IBMWP (Alba-Tercedor et al., 2002) donde cada familia presenta una puntuación de 1 a 10 según su conocida tolerancia a la contaminación. El índice IBMWP es el índice oficial de biomonitorio de invertebrados que se usa actualmente en España para evaluar el estado ecológico de los ríos. Complementariamente, se tomaron muestras de agua en los mismos sitios de muestreo para determinar la conductividad del agua, los sólidos suspendidos totales y volátiles y la concentración de nitrato (método fotométrico Spectroquant Merck, rango de detección de 0,1 a 25 mg / l de NO<sub>3</sub>-N). Información más detallada de los indicadores utilizados se puede consultar en el PROTOCOLO DE SEGUIMIENTO Y EVALUACIÓN DE ACTUACIONES DEL PROYECTO LIFE+ RIPISILVANATURA, 2015, subacción A1.3).

Además de los muestreos indicados para cada taxocenosis, se realizaron otras visitas preparatorias y complementarias para la instalación o retirada de instrumental de seguimiento (cámaras de fototrampeo y detectores de ultrasonidos para quirópteros), recogida de algunas muestras adicionales o coordinación con otros equipos de trabajo del proyecto (en particular, para evaluar la situación previa y ajustar los muestreos de vegetación al calendario de mantenimiento de las teselas objeto de seguimiento).



**Figura 2.1** 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.



**Figura 2.2.** Zonas del río Segura donde se han realizado actuaciones de restauración de riberas y las estaciones de muestreo de los diferentes indicadores ecológicos (vegetación de ribera, macroinvertebrados acuáticos y aves) para el seguimiento y evaluación de las actuaciones.

El trabajo de campo se ha complementado en cada caso con actividades de laboratorio o gabinete, diferentes en función de la taxocenosis o parámetro indicador considerado. Además del procesamiento de muestras de invertebrados acuáticos y moluscos terrestres, previamente descrito, se dedicó especial esfuerzo a la identificación de rastros de nutria y otros carnívoros simpátricos mediante técnicas genéticas, y al estudio de su dieta a partir de excrementos. Esto ha permitido la presentación y discusión de los resultados disponibles en cada momento, en reuniones científicas de distinto ámbito. En algunos casos los resultados del seguimiento de las actuaciones del proyecto se han utilizado también como recurso docente, exponiéndose y discutiéndose durante visitas de campo a las actuaciones por alumnos de grado y máster de la Facultad de Biología, o se han aprovechado para su iniciación investigadora (Trabajos Fin de Grado y Máster).

## 2.3 Análisis de datos

Los cambios en la vegetación ribereña (riqueza de especies, calidad-RQI, altura y densidad de tallos de *A. donax*, cobertura de especies nativas y exóticas), en las métricas de macroinvertebrados acuáticos (riqueza de familias, riqueza de especies de coleópteros y hemípteros, calidad-IBMWP) y aves (riqueza de especies, densidad y abundancia) entre años (2015, 2016, 2017 y

2018) y tratamientos (corte intensivo-mensual versus extensivo-trimestral) se testaron utilizando modelos lineales de efectos mixtos (LME). Si a nivel temporal se detectaron cambios significativos, se realizaron comparaciones pareadas post-hoc. Los modelos LME se realizaron considerando el "año" y el "tratamiento" como factores fijos y los sitios de muestreo como factores aleatorios. Del mismo modo, los LME también se aplicaron para identificar la influencia de las variables ribereñas en los índices de macroinvertebrados y aves (considerando los sitios de muestreo como aleatorios). Además, también se estudió a través de LME la relación entre la calidad del agua (nitratos, conductividad, sólidos volátiles y totales en suspensión) y las variables de invertebrados acuáticos. Previamente se comprobó la homogeneidad de las varianzas (prueba de Levene) y la normalidad de los residuos (prueba de Shapiro-Wilk). Las transformaciones logarítmicas o de raíz cuadrada se aplicaron a las variables de respuesta si no se cumplían los supuestos del modelo para mejorar la linealidad y reducir la variabilidad de los datos. Se aplicaron análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), análisis multivariado permutativo de varianza (PERMANOVA) y valor de indicador (IndVal) en datos de abundancia (excepto macroinvertebrados acuáticos) para detectar diferencias espaciales (tratamientos) y temporales (taxonómicas) en la taxonomía. Composición de las diferentes comunidades biológicas. Todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software estadístico R (bibliotecas: "ade4", "car", "indicspecies", "lme4", "lmerTest", "multcomp", "MuMIn", "nlme", "y" "vegan"; R Core Development Team, 2017).

## 3. Resultados

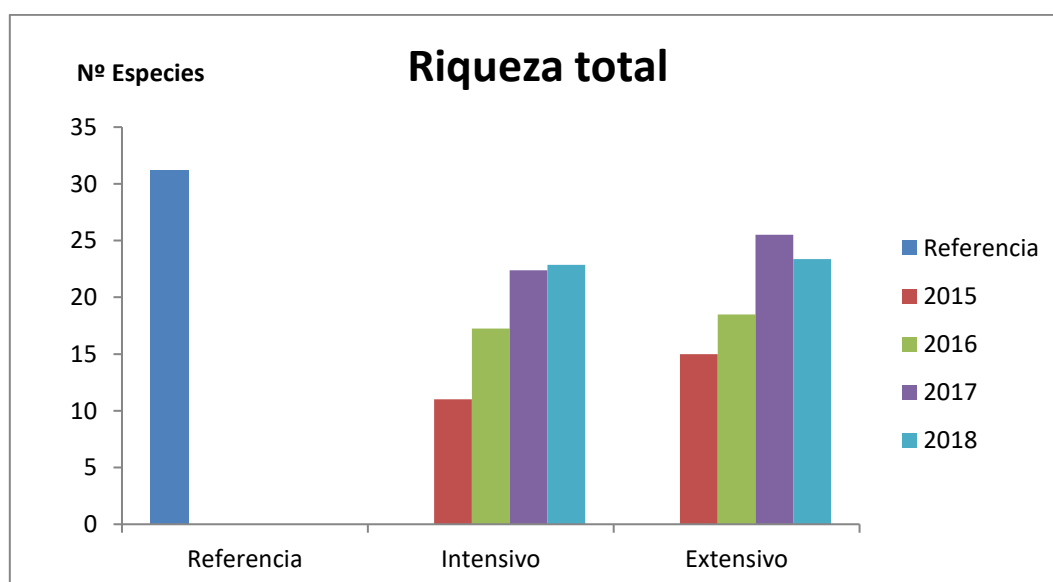
### 3.1 Composición y cobertura en Hábitats Riparios Autóctonos (HRAs)

En cuanto al número de especies leñosas nativas previo a las actuaciones, la máxima riqueza fue de 24 especies y la mínima de 5, obteniendo un valor medio de 13 especies. En 2018, tras las actuaciones, el establecimiento y consolidación de las especies plantadas ha hecho que se confirme el aumento en la riqueza de especies vegetales en casi todas las EMEs, pasando a un valor medio de 23 especies, aunque no se alcanza el máximo valor encontrado en las estaciones de referencia (39 especies). La riqueza total de especies de flora fue de 134 (Anexo II). La riqueza total de especies nativas en las EMEs, que constituye un indicador socioeconómico de abastecimiento (ver Informe Final de la acción D.1, aumentó de 62 a 72 especies entre 2015 y 2018, si bien alcanzó



valores superiores en los años intermedios (104 y 107 especies, respectivamente, en 2016 y 2017).

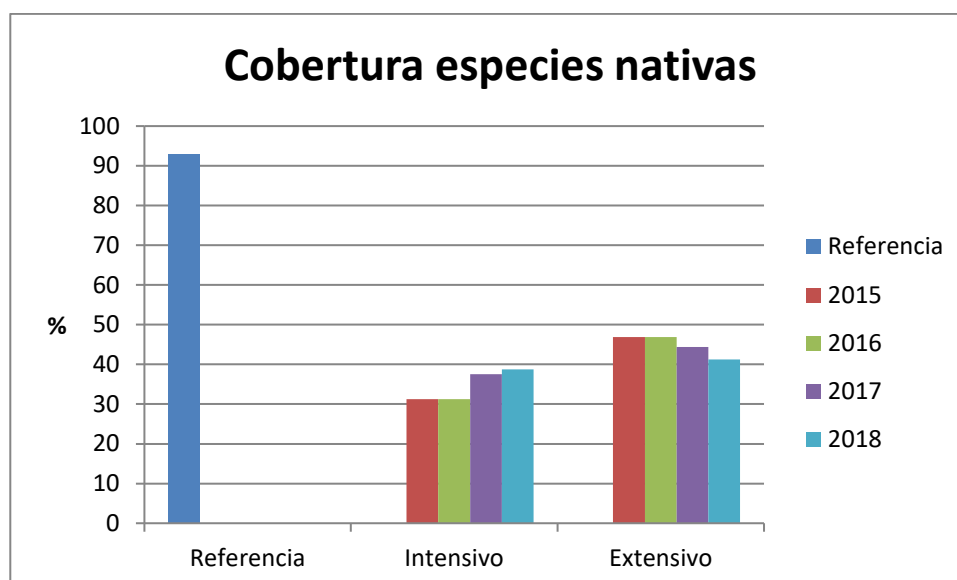
Respecto a la composición de especies riparias, aunque el análisis de taxones indicadores (IndVal) no identificó ninguna especie como tal antes del inicio de las actuaciones de restauración (2015), sí que se detectaron en 2018, probablemente como consecuencia de las actuaciones de restauración (ya que coinciden con las especies con mayor supervivencia): *Salix purpurea*, *Salix neotricha*, *Nerium oleander*, *Fraxinus angustifolia*, *Rosa canina* and *Sambucus nigra* ( $p = 0.001$ ), las especies más indicadoras. Por tanto, aunque tras la última evaluación se ha observado una diversificación en las comunidades riparias, las especies leñosas plantadas necesitan más tiempo para alcanzar su porte óptimo y competir con *A. donax*, ocupando progresivamente el espacio ripario.



**Figura 3.1.1:** Variación de la riqueza media de especies leñosas en las EMEs entre los 4 años de muestreo, según la intensidad de los tratamientos, y comparación con las estaciones de referencia muestreadas en el año inicial (2015)

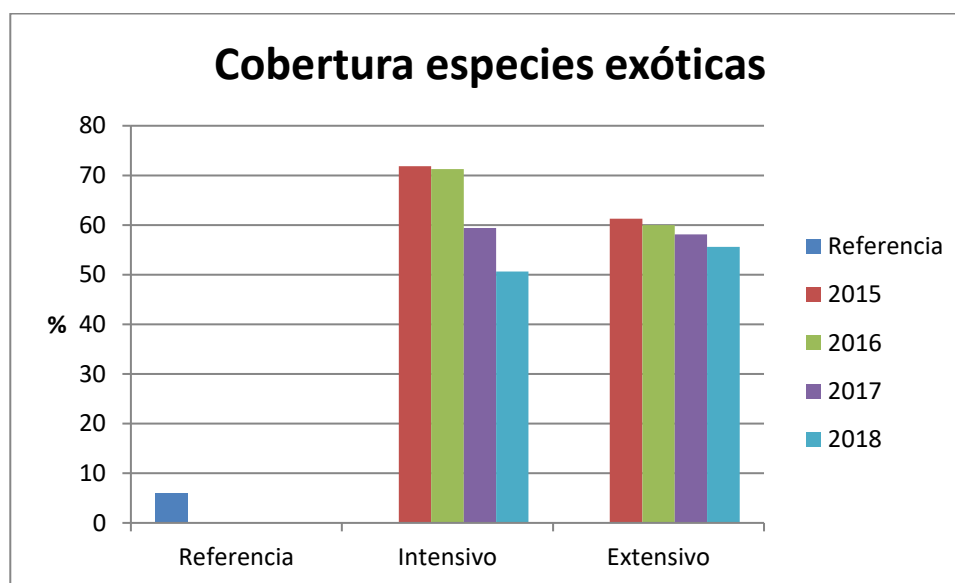
En cuanto a la evolución de la cobertura de especies nativas (Figura 3.1.2), observamos como en las teselas donde los tratamientos se han realizado de manera intensiva, la cobertura de especies nativas ha ido aumentando levemente. Por el contrario, en las teselas donde los cortes se realizaban más espaciados en el tiempo, es posible que el mayor crecimiento de la caña haya impedido un mejor desarrollo de las especies nativas. Igualmente, los valores actuales de cobertura de especies nativas en nuestras EMEs aun están lejos de

los que se registran en las estaciones de referencia, (EREs), donde los valores de cobertura superan el 90%.



**Figura 3.1.2:** Variación de la cobertura media de especies nativas en las EMEs entre los 4 años de muestreo, según la intensidad de los tratamientos, y comparación con las estaciones de referencia muestreadas en el año inicial (2015)

Antes de las actuaciones (2015), la caña (*Arundo donax*) representaba en general una cobertura del 61,5% en la primera banda riparia y un 51,3% en la segunda banda de las riberas. En 2018, los valores medios de cobertura de la caña siguen siendo muy altos representando entre el 50 y 55% (Figura 3.1.3) dependiendo de la estación y de la banda riparia. Otras especies exóticas con menor abundancia en el tramo eran *Robinia pseudoacacia*, *Nicotiana glauca* y *Styphnolobium japonicum*, que han sido eliminadas a través de la corta. Se espera que conforme las especies plantadas vayan desarrollándose, aumenten su porte y su expansión lateral en las zonas de actuación la cobertura de especies exóticas descienda al haber mayor competencia por el espacio y la luz del sol.

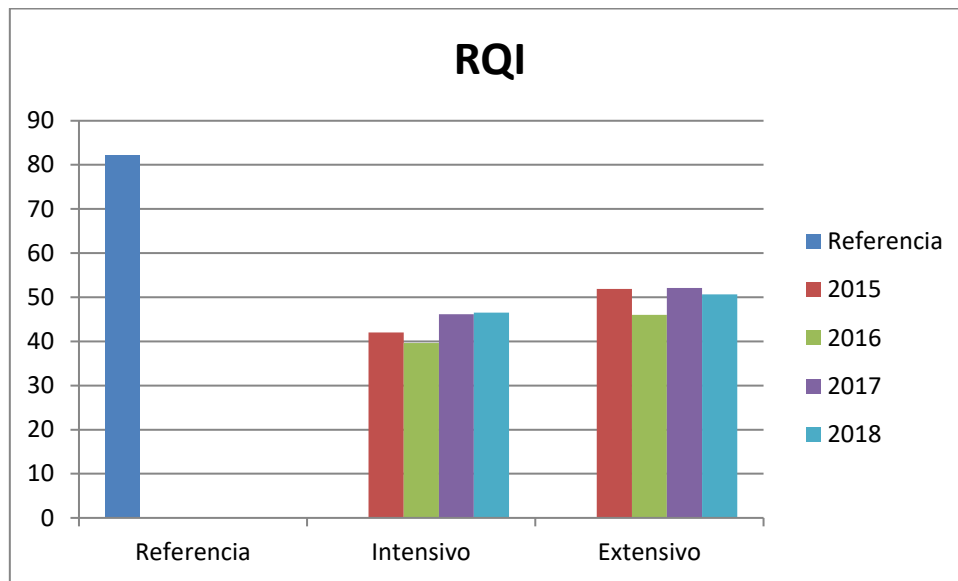


**Figura 3.1.3:** Variación de la cobertura media de especies exóticas en las EMEs entre los 4 años de muestreo, según la intensidad de los tratamientos, y comparación con las estaciones de referencia muestreadas en el año inicial (2015).

## 3.2 Calidad de las riberas (RQI)

Respecto a la situación inicial en 2015, tras un pequeño descenso en 2016 por las primeras actuaciones de desbroce de caña, ha habido un ligero aumento de los valores de calidad de riberas (Figura 3.2.1) debido a cierta mejora de la capacidad de regeneración natural de la vegetación riparia y la continuidad tanto longitudinal como vertical. Destacar que los valores del índice RQI se encuentran todavía lejos de los valores de buena calidad y de los valores obtenidos en las estaciones de referencia. Esta recuperación parcial o leve era esperable dado que las actuaciones de restauración se centran sobre todo en el componente vegetal, siendo necesarias actuaciones geomorfológicas (ej. suavizado de taludes, retranqueo de motas, etc.) y en la cuenca vertiente (reducción de la superficie agrícola) para poder alcanzar una verdadera recuperación de la calidad riparia. Además, en muchos casos solo se ha actuado sobre uno de los márgenes (izquierdo o derecho) lo que limita el alcance ecológico de las actuaciones de restauración.



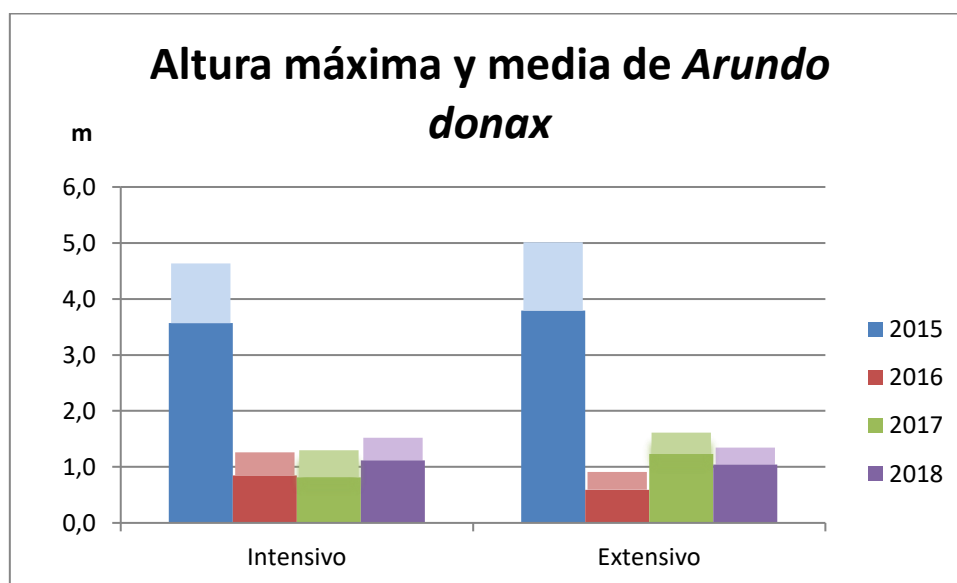


**Figura 3.2.1:** Variación del valor medio global del RQI según el tipo de tratamiento en los cuatro años de estudio, y comparación con las estaciones de referencia muestreadas en el año inicial (2015).

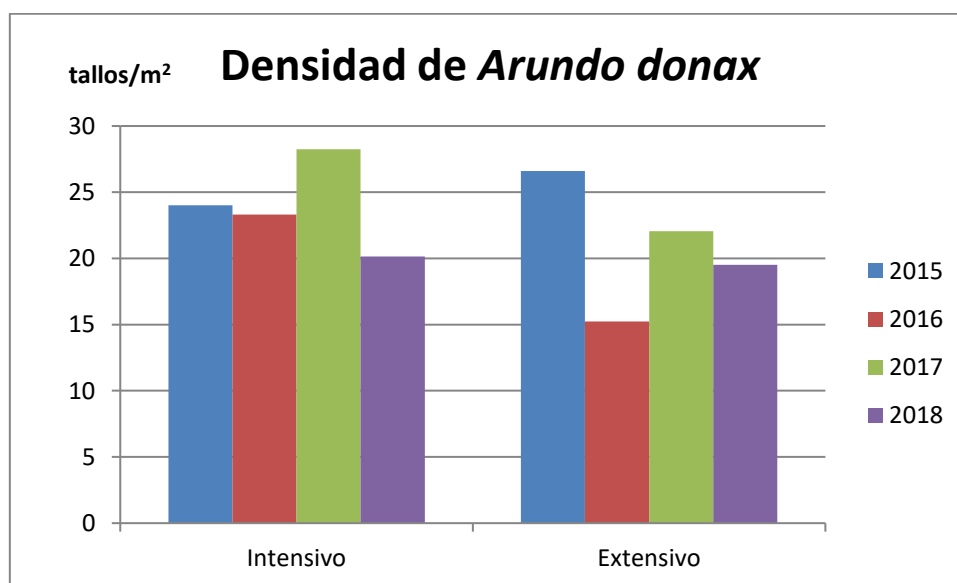
### 3.3 Densidad y altura de caña

En 2015, las formaciones de *A. donax* alcanzaban una altura media de > 3,5 m en prácticamente todas las EMEs y densidades notables (26 tallos/m<sup>2</sup> en las de tratamiento intensivo (Figura 3.3.1 y 3.3.2). Las continuas cortas de caña han hecho que la altura media de las cañas se reduzca considerablemente (<1m) y el número de tallos se esté reduciendo (<20 tallos/m<sup>2</sup>) de manera progresiva (salvo en 2017) lo que induce a pensar que las actuaciones de control han debilitado la planta, aunque solamente el tratamiento continuado a largo plazo y una mayor competencia de las especies riparias plantadas puede conseguir el control de esta especie exótica en las EMEs, que sigue cubriendo una superficie significativa de las riberas en la zona de estudio.





**Figura 3.3.1:** Variación de los promedios de altura máxima y mínima según la naturaleza de los tratamientos, y para los cuatro años de proyecto.



**Figura 3.3.2:** Variación de la densidad media de *Arundo donax* según tipología de tratamiento (Intensivo o Extensivo) para los cuatro años de proyecto.

### 3.4. Calidad físico-química del agua

Respecto a las variables fisicoquímicas medidas (conductividad, nitratos, sólidos totales en suspensión, sólidos volátiles) para evaluar la calidad físico-química del agua, presentaron valores similares en las distintas EMEs a lo largo

del periodo de estudio al igual que no existen apenas diferencias con las EREs, lo que indica que toda el área de estudio presenta una calidad del agua buena-muy buena en todos los puntos muestreados, debido a la continuidad y homogeneidad del flujo de agua. En todas las estaciones de muestreo y referencia del río Segura, las concentraciones de nitratos disueltos en el agua se mantuvieron por debajo de 5 mg/l, y presentaron una conductividad eléctrica  $< 1000 \mu\text{S/cm}$ , lo que indica una calidad química del agua muy buena (Real Decreto 817/2015). En cambio, en la desembocadura del río Moratalla, las aguas superaron ligeramente estos valores, presentando una peor calidad del agua. Es de destacar que en esta última estación la presencia de una presa aguas arriba a pocos kilómetros del punto de muestreo y la intermitencia de caudal que esta provoca de manera artificial y recurrente, podría haber influido en que los valores difieran del resto del área de estudio. Además, as labores de arado e inundación de los campos de cultivo de arroz en primavera conllevan puntualmente un gran aporte de material en suspensión al río y aumento de la turbidez del agua y de la conductividad.

### 3.5. Macroinvertebrados acuáticos

Se encontraron un total de 77 familias de macroinvertebrados, incluyendo 24 especies de coleópteros acuáticos y 9 de hemípteros entre 2015 y 2018. La lista completa aparece en los anexos II y III. La riqueza de familias varió entre 53 (2016) y 60 familias (2018), la de especies de coleópteros acuáticos, entre 16 (2015) y 23 especies (2017), mientras que la de hemípteros lo hizo entre 7 (2015) y 10 especies (2017). Estos valores de riqueza, en general, se mantuvieron durante 2018. Los valores de riqueza de familias, así como de especies de coleópteros y hemípteros acuáticos por estación siempre resultaron menores que los observados en la estación de referencia (Cortijo de Híjar). Sin embargo, varias estaciones, especialmente las denominadas Cortijo de Cañaverosa y Río Muerto, presentaron valores de riqueza para familias y especies de coleópteros y hemípteros acuáticos, superiores a los obtenidos por el resto de estaciones de referencia situadas dentro del ámbito de actuación de la restauración.

Más concretamente, con respecto las comunidades de coleópteros y hemípteros, éstas presentan especies de amplia distribución en general y carácter oportunista (Millán et al., 2014). Se podría destacar el coleóptero *Agabus ramblae*, especie de distribución circunmediterránea (Przewozny et al., 2015) asociada a arroyos someros y con cierto grado de mineralización (Millán & Ribera, 2001), por lo que su presencia en la tesela 48 podría indicar la



proximidad de desembocaduras de ramblas con aportes de agua más mineralizadas.

Es de destacar en 2018 la presencia de *Potamophilus acuminatus*, especie de coleóptero asociada a bosques de galeroa en buen estado de conservación.

Respecto al índice biótico IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party, Alba-Tercedor, 1986), en general, el área de estudio presentó a lo largo de la actuación una calidad buena o muy buena siendo los valores del índice ligeramente superiores en las estaciones de referencia que en las estaciones de actuación próximas (Tabla 3.5.1). En cualquier caso, los valores obtenidos, aunque altos, distan bastante del obtenido en la estación tomada como referencia situada en el Cortijo de Híjar (213, frente a los 150 puntos obtenidos en el Cortijo de Cañaverosa) aguas arriba del embalse del Cenajo. Los valores de abundancia, riqueza de familias y del IBMWP similares obtenidos en todos los puntos de muestreo parecen corroborar la uniformidad del tramo, probablemente afectado por los desembalses de agua del Cenajo para abastecer la demanda para riego, lo que conlleva fuertes oscilaciones de caudal e inversión de su régimen hídrico (Belmar et al., 2013).

Tabla 3.5.1. Evolución del índice IBMWP a lo largo del periodo de estudio.

Nº	NOMBRE	Tipo	Río	Calidad 2015	Calidad 2016	Calidad 2017	Calidad 2018
1	Ref 1 Cortijo de Híjar	16	Segura	MUY BUENO	MUY BUENO	MUY BUENO	MUY BUENO
2	4 Arrozales Cortijo del Bayo	16	Segura	BUENO	BUENO	MUY BUENO	BUENO
3	57 Puente de Calasparra	16	Segura	XX	MODERADO	MUY BUENO	MUY BUENO
4	Ref 2 Presa Cañaverosa	16	Segura	BUENO	MODERADO	BUENO	MUY BUENO
5	13 Cortijo Cañaverosa	16	Segura	BUENO	MODERADO	BUENO	MUY BUENO
6	Ref 3 Huertecica	16	Segura	BUENO	BUENO	MUY BUENO	BUENO
7	19 Desembocadura Moratalla	9	Moratalla	MODERADO	DEFICIENTE	BUENO	MODERADO
8	23 Arrozales Calasparra	16	Segura	XX	BUENO	BUENO	MUY BUENO
9	35 Soto Maestra	16	Segura	BUENO	MODERADO	MODERADO	MODERADO
10	37 Soto Mulata	16	Segura	MODERADO	MODERADO	MODERADO	BUENO
11	39 Rio Muerto	14	Segura	BUENO	BUENO	MUY BUENO	MUY BUENO
12	Ref 4 Veredilla	14	Segura	MUY BUENO	BUENO	MUY BUENO	MUY BUENO
13	41 La Torre	14	Segura	BUENO	BUENO	MUY BUENO	MUY BUENO
14	48 Segura cerca Cieza1	14	Segura	MUY BUENO	BUENO	MUY BUENO	MUY BUENO
15	50 Segura cerca Cieza 2	14	Segura	BUENO	BUENO	BUENO	BUENO

Entre los moluscos acuáticos la riqueza de especies se mantiene relativamente constante, en torno a 8-10 especies (9 en 2015, 8 en 2016, 10 en 2017). De las especies registradas hasta 2017 destacan *Corbicula fluminea* y *Potamopyrgus antipodarum*, por estar catalogadas como 'Especies Exóticas Invasoras' y *Gyraulus chinensis* y *Physa acuta* como especies con potencial invasor. Se puede destacar también el registro en 2017 de un ejemplar de *Pisidium* sp., género autóctono de molusco bivalvo que no se había detectado en las anteriores campañas. En cuanto al estado de conservación, destacan dos especies dulceacuícolas, *Ancylus fluviatilis*, evaluada como 'Casi Amenazada' en el Atlas y Libro Rojo regional de moluscos continentales y el endemismo del sureste ibérico *Melanopsis lorcana*, 'Vulnerable' según la misma publicación (García-Meseguer et al., 2017).

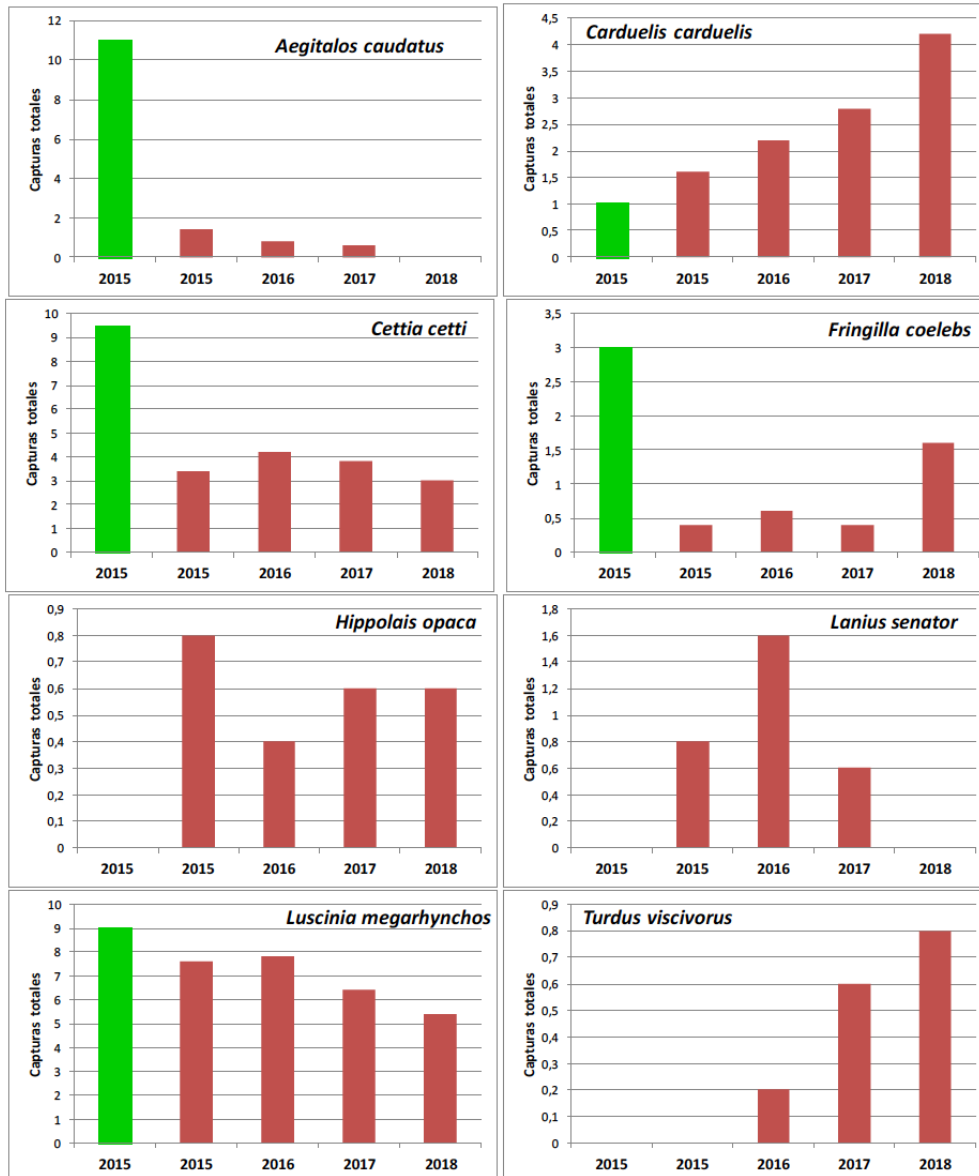
### 3.6 Aves

En la evaluación previa de 2015, considerando todas las estaciones muestreadas (EREs y teselas tratadas) y los dos métodos de muestreo (redes japonesas y transectos lineales), se registraron 57 especies diferentes de aves, siendo las más frecuentes *Cettia cetti*, *Serinus serinus*, *Passer domesticus* y *Oriolus oriolus* (todas con  $f > 0,7$ ), seguidas por *Carduelis carduelis*, *Luscinia megarynchos* y *Sylvia melanocephala* ( $f > 0,5$ ). Al final del periodo de estudio, en 2018, la riqueza total de especies disminuyó respecto a 2017, cuando se alcanzó el valor máximo, por la presencia de especies de hábitats abiertos y ecotonos forestales. Aún así, la riqueza acumulada a lo largo del periodo 2015-18 ascendió a 71 especies (Anexo II), cifra que se eleva hasta 81 especies si se tienen en cuenta los resultados del trampeo de aves mediante redes verticales para anillamiento. Este segundo método de muestreo cubre un número mucho menor de estaciones de monitorización, ya que requiere más dedicación de personal y tiempo (una jornada de trabajo por sitio).

En un trabajo comparativo entre ambos métodos de monitorización (Robledano et al., en prensa), de 64 especies de aves sólo 36 fueron registradas por ambos métodos, otras 16 exclusivamente en los transectos lineales, y las 12 restantes únicamente mediante trampeo con redes japonesas. Aunque el método más eficaz fue el conteo directo (visual o auditivo), un 18,7% de la riqueza total no hubiera sido registrada aplicando exclusivamente este método.

Por su carácter sistemático y amplia cobertura temporal (las redes permanecen expuestas varias horas) el trampeo puede servir para evaluar el

cambio en la frecuencia de utilización del área riparia restaurada por algunas especies, tal como se observa en la figura 3.6.1



**Figura 3.6.1:** Variación del número de capturas por estación en los trampeos con redes verticales de 2015 a 2018, tanto en las EREs (sólo en 2015, N=2, en verde) como en las EMEs (N=10, en rosa)

. En ella es de destacar el registro en las EMEs de especies típicamente riparias como el Zarcero bereber (*Hippolais opaca*), no representado en los trampeos realizados en las EREs, que mantiene una presencia constante en las zonas restauradas. Así como el incremento transitorio y posterior disminución del Alcaudón Común *Lanius senator* (indicador de hábitats abiertos) y el aumento del Zorzal Charlo *Turdus viscivorus*. La presencia de esta especie en las zonas

restauradas es destacable por su importante papel dispersor, como frugívoro, para ciertas especies del sotobosque ripario (*Rhamnus*, *Pistacia lentiscus*). También muestra una tendencia al aumento el Jilguero *Carduelis carduelis*, especie granívora. Estos patrones sugieren condiciones ecológicas favorables para algunas especies en los estadios post-tratamiento, que podrían ser efímeras en algunos casos (alcaudón común). Las especies de carácter típicamente forestal (*Aegithalos caudatus*, *Fringilla coelebs*) muestran diferencias notables a favor de las EREs, lo mismo que el Ruiseñor Bastardo *Cettia cetti*. No así en cambio el Ruiseñor común *Luscinia megarhynchos*, lo cual puede indicar que estas dos especies riparias muestran una inclinación diferente a usar las zonas tratadas (mayor en la segunda).

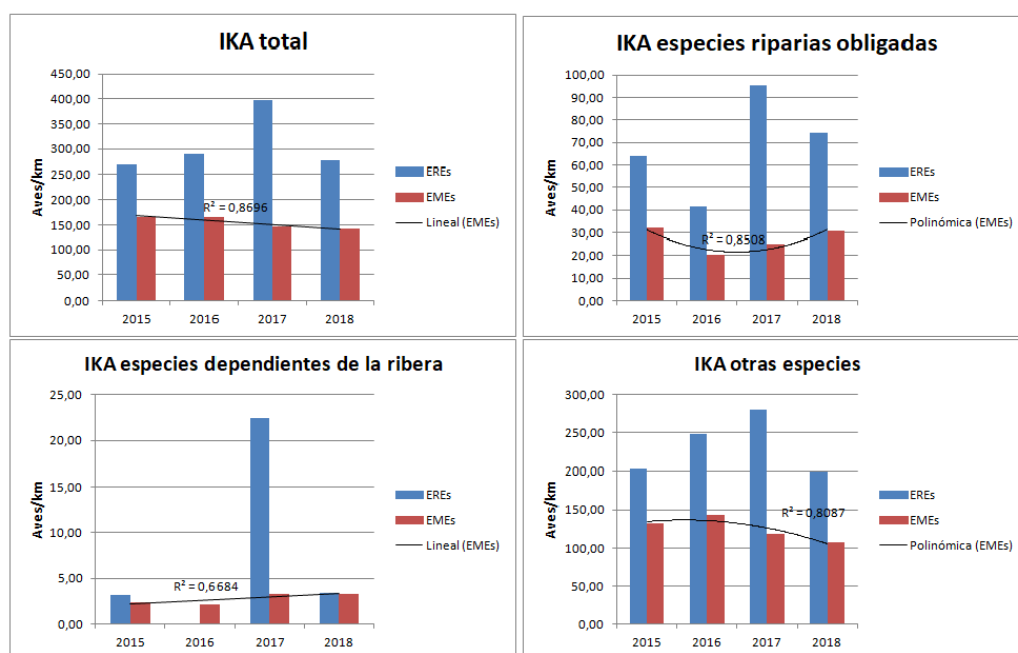
En general, en las EMEs no se ha producido una modificación sustancial de la comunidad de aves, ni en los patrones longitudinales de riqueza y abundancia relativa. Es lo que se desprende de la evolución de los indicadores basados en los censos directos (transectos lineales), que cubren un mayor número de estaciones (tanto de monitorización como de referencia ecológica). Sin embargo, considerando indicadores agregados, se observan algunos cambios destacables en el tiempo a lo largo del desarrollo del proyecto. Para obtener una visión más sintética del cambio en la comunidad de aves, se ha aplicado a los resultados de estos muestreos la propuesta de Vilar (2015), para establecer un listado de “especies riparias obligadas” (o estrictas) y “especies dependientes de la ribera”. Esta propuesta deriva de la clasificación de Rich (2002), que diferencia a las especies de aves riparias (y otros vertebrados) según el porcentaje de tiempo o número de funciones vitales que desarrollen en ese hábitat:

- Especies riparias obligadas (o estrictas): > 90% de su abundancia se concentra en la zona riparia durante la época de reproducción.
- Especies dependientes de la ribera: 60-90% de su abundancia se concentra en la zona riparia durante la época de reproducción.

Se ha representado la variación del índice kilométrico de abundancia (IKA), diferenciando entre las estaciones de referencia (EREs) y las de actuación (EMEs), y considerando tanto la comunidad en su conjunto como las especies agrupadas según su carácter ripario. Los resultados, que se presentan en la figura 3.6.2, sugieren que, con independencia de la variación de la abundancia de la comunidad en las estaciones de referencia, en las áreas restauradas se produce un incremento tanto de las especies riparias obligadas como de las dependientes de la ribera a lo largo del tiempo transcurrido desde la restauración (eliminación de *Arundo donax* y mantenimiento posterior). Con todo, la diferencia



más evidente entre ambos tipos de estaciones de seguimiento, es que la abundancia relativa de la comunidad de aves es mucho mayor en las EREs. La diferencia principal es por tanto fundamentalmente cuantitativa y no tanto de composición de especies, si bien las EREs tienden también a mostrar valores de riqueza más altos. Esto explicaría que ciertas especies tengan un índice de captura muy similar entre los dos tipos de estaciones de monitorización (por ejemplo, *Luscinia megarhynchos*).



**Figura 3.6.2:** Variación de la abundancia total de aves, expresada como Índice Kilométrico de Abundancia (aves/km) calculado a partir de los transectos lineales, diferenciando estaciones de referencia y de actuación (ordenadas longitudinalmente hacia aguas abajo). Arriba, evaluación inicial (2015), resto, muestreos post-actuación (2016-2018).

Por otra parte, en el análisis de la respuesta de los distintos indicadores al tipo de tratamiento, las aves son uno de los indicadores que muestran algunos efectos significativos (ver apartado 3.8).

## 3.7. Otros indicadores

### 3.7.1. Moluscos terrestres

El análisis de todos los datos obtenidos hasta 2018 no ha podido ser completado por el tiempo necesario para procesar los distintos tipos de muestras, en especial las utilizadas para la prospección de micromoluscos. Aún



siendo una fuente de información muy útil, esta taxocenosis no satisface plenamente la condición, como indicador, de ser rápido de procesar y evaluar, por lo que sólo ha sido posible hasta 2017. En este año se había alcanzado la cifra de 26 especies registradas (total acumulado), si bien 9 de ellas eran restos de especies acuáticas depositadas en la ribera, lo que supone 17 especies totales.

Los resultados cuantitativos disponibles (tablas 3.7.1 y 3.7.2), apuntan a una reducción importante del número total de individuos por unidad de muestreo en las teselas de actuación (EMEs) entre la evaluación inicial (2015) y la campaña más reciente (2017), así como una reducción moderada en la riqueza de especies a lo largo de ese mismo periodo. Este cambio resulta difícil de interpretar porque en las estaciones de referencia (EREs) estos dos indicadores también han disminuido en términos relativos. Globalmente, mientras la riqueza total de especies dulceacuícolas en el ámbito del proyecto ha permanecido virtualmente constante (8-10 especies), la de especies terrestres ha disminuido entre 2015 y 2017, tanto en valores absolutos como relativos.

Tabla 3.7.1. Evolución del número de individuos de moluscos terrestres en las teselas monitorizadas.

Año	Tipo de tesela	Número de individuos (identificados)	Teselas analizadas	Valor relativo (ind/tesela)
2015	EMEs	263	5	52,60
2015	EREs	80	2	40,00
2017	EMEs	141	6	23,50
2017	EREs	97	3	32,33

Tabla 3.7.2. Evolución de la riqueza de especies de moluscos terrestres en las teselas monitorizadas.

Año	Tipo de tesela	Riqueza de especies	Teselas analizadas	Valor relativo (especies/tesela)
2015	EMEs	15	5	3
2015	EREs	9	2	4,5
2017	EMEs	12	6	2,00
2017	EREs	8	3	2,67



A falta de una evaluación cuantitativa final basada en el análisis del conjunto de los datos, desde un punto de vista cualitativo los muestreos han proporcionado datos muy interesantes sobre el estado de las poblaciones malacológicas de las riberas y el cauce del Río Segura. Como indicadores positivos del buen estado de la ribera hay que tener en cuenta las especies terrestres *Lauria cylindracea*, *Cochlicopa lubrica* y *Vallonia* spp., siendo además *C. lubrica* y *V. enniensis* primeras citas en la Región de Murcia, recogidas en el 'Atlas y Libro Rojo de los Moluscos Continentales de la Región de Murcia' (García-Meseguer et al., 2017). El gasterópodo terrestre *Cecilioides acicula* también ha sido encontrado por primera vez en la campaña de 2017.

### 3.7.2 Mamíferos semiacuáticos

El análisis de la respuesta de la nutria a las actuaciones de control de EEIs (cortas de *Arundo donax*) restauración de la vegetación riparia (plantaciones) se ha abordado de forma global, considerando las particularidades que conlleva el estudio de una especie que no puede ser registrada de forma directa. El diseño BACI utilizado para la vegetación, aves y macroinvertebrados, no tiene la misma eficacia por cuanto la mayoría de zonas invadidas por caña no pudieron ser muestreadas en 2015. Además la eliminación de la vegetación invasora puede haber facilitado el acceso a las zonas de marcaje, tanto a la nutria como a los investigadores. Por ello, se ha integrado la monitorización de la nutria en un esquema más amplio de estudio de la especie en el Río Segura, lo que permite tener una aproximación comparativa con respecto a otros tramos que no eran objeto de las actuaciones del proyecto LIFE + RIPISILVANATURA.

La Nutria paleártica se encuentra distribuida a lo largo de toda el área estudiada, manteniéndose el porcentaje de muestras positivas constante (en torno al 80%) a lo largo de todo el periodo de muestreo. En cambio, se observa un aumento en la intensidad de marcaje (MI), en promedio, de 0,81 muestras/100 m en 2016, a 0,88 y 1,25 en los años 2017 y 2018 respectivamente. Esto sugiere un posible efecto positivo de las actuaciones de restauración. Además, la intensidad de marcaje es mayor en los transectos del proyecto LIFE + RIPISILVANATURA (1,18 muestras/100 m) que en los de la mitad inferior del curso del río Segura localizados fuera del ámbito de dicho proyecto): 0,76 muestras/100 m.

Tras analizar un total de 256 muestras fecales recolectadas a lo largo de 42 estaciones de muestreo, se ha estimado la composición de la dieta de la nutria en el Río Segura, mediante el cálculo de las frecuencias de ocurrencia,



frecuencias relativas, volúmenes y volúmenes medios de las distintas presas encontradas. Estos resultados se exponen y discuten con mayor extensión en Rubio (2019). Las presas dominantes son los crustáceos (*Procambarus clarkii*) con una frecuencia de ocurrencia (F%) del 58,9%, un volumen (V%) de 76,5% y un volumen medio (Vm%) de 45,1%. A los que le siguen los peces como *Luciobarbus sclateri* con una frecuencia de ocurrencia (F%) del 20,9%, un volumen (V%) de 71,9% y un volumen medio (Vm%) de 15,1%; *Cyprinus carpio* con una frecuencia de ocurrencia (F%) del 15,4%, un volumen (V%) de 64% y un volumen medio (Vm%) de 9,9%; y *Sander lucioperca* con una frecuencia de ocurrencia (F%) del 11,9%, un volumen (V%) de 69% y un volumen medio (Vm%) de 8,2%. También forman parte de la dieta de una manera menos significativa presas como ranas, aves y roedores (Vm% < 5).

En cuanto a la relación entre la intensidad de marcaje de la nutria y el diversas variables ambientales, se observa que ésta tiende a disminuir en transectos con un mayor grado de contaminación y aumenta donde predomina la vegetación autóctona. Esto contrasta con una disminución de la intensidad de marcaje en transectos con mayor cobertura vegetal (variable “VeW”) en las orillas del río, aunque la respuesta a la superficie ocupada por la vegetación riparia (variable “Riv”) es, como se ha indicado, positiva. Por último, cabe destacar que se ha observado un aumento en la frecuencia de crustáceos (*Procambarus clarkii*) en la composición de la dieta coincidente con un incremento en la velocidad del agua y en la cubierta vegetal de las orillas del río (Rubio, 2019).

### 3.8. Cambios significativos en los indicadores ecológicos con las actuaciones realizadas

A lo largo del período de estudio, se produjo una reducción significativa de la altura, densidad y cobertura de *A. donax*, una mejora de la calidad riparia (RQI), así como un aumento de la riqueza de especies vegetales ribereñas a lo largo del tiempo, sin diferencias significativas entre el tratamiento intensivo y extensivo de mantenimiento (cortas mensuales vs. cortas cuatrimestrales). Tampoco se encontraron diferencias significativas entre años ni tratamientos para la cobertura de plantas nativas.

Con respecto a los macroinvertebrados acuáticos, se detectó un aumento significativo en el índice IBMWP y los valores de riqueza (riqueza de familias y riqueza de especies del orden Hemiptera) después de 2017. Sin embargo, no se

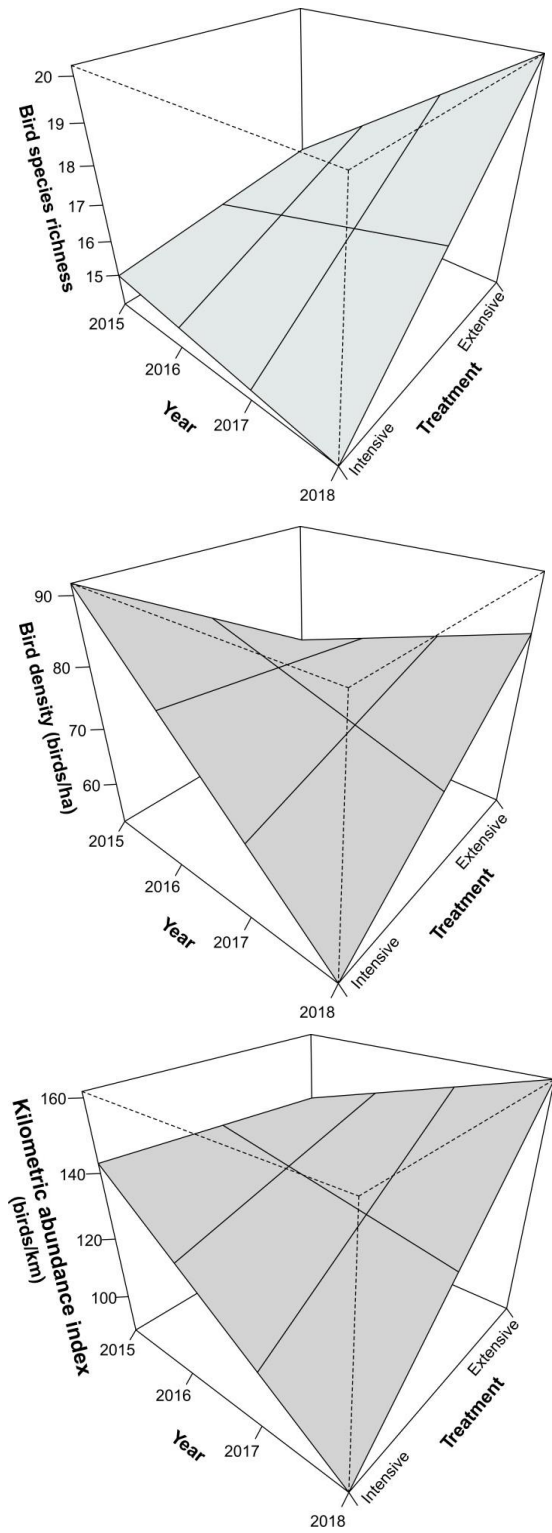
observaron diferencias significativas entre los años ni tratamientos para la riqueza de especies del orden Coleoptera.

Los modelos mostraron diferencias significativas entre años para la densidad, la abundancia y riqueza de especies de aves. Además, hubo una interacción significativa entre la fecha (año) y el tratamiento que apunta a efectos diferenciales entre el tratamiento extensivo (efecto positivo) y el intensivo (efecto neutro-negativo) en la comunidad de aves (Tabla 3.8.1, Figura 3.8.1).

**Tabla 3.8.1. Resultados de los modelos lineales de efectos mixtos (LME) en la vegetación ribereña, invertebrados acuáticos y métricas de la comunidad de aves. Se muestran los valores marginales  $R^2$  ( $R^2m$ ) y p para todo el modelo y los diferentes términos (año, tratamiento y la interacción entre ellos). También se muestran los signos o tendencias de las relaciones. Nota. Los resultados significativos ( $p < 0.05$ ) se han resaltado en negrita.**

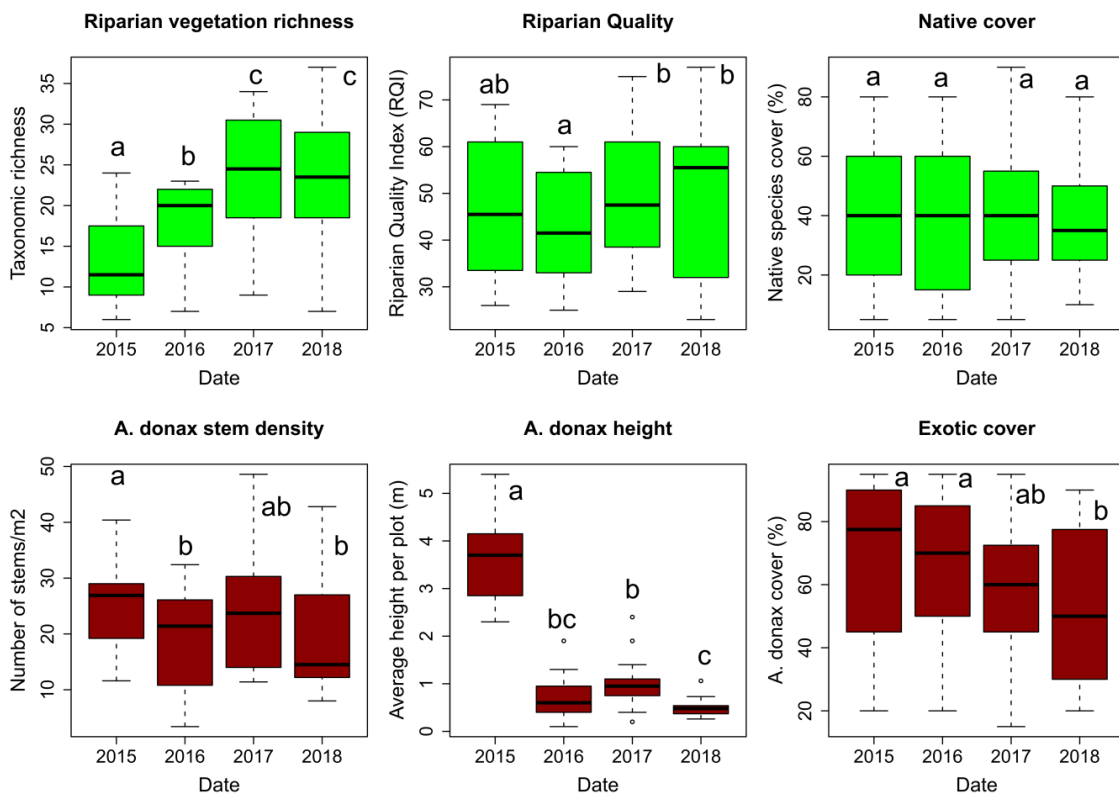
	Modelo		Año		Tratamiento		Año:Tratamiento	
	P	$R^2m$	P	Tend.	P	Tend.	P	Tend.
<b>Vegetación riparia</b>								
Riqueza de Especies	<b><math>5.5 \times 10^{-12}</math></b>	<b>0.33</b>	<b><math>1.66 \times 10^{-8}</math></b>	+	0.45	=	0.33	=
Calidad Riparia	<b>0.049</b>	<b>0.08</b>	<b>0.031</b>	+	0.34	=	0.63	=
Cobertura sps nativas	0.68	-	0.97	=	0.3	=	0.39	=
Densidad de tallos <i>A. donax</i>	<b>0.006</b>	<b>0.12</b>	<b>0.017</b>	-	0.11	=	0.12	=
Altura <i>A. donax</i>	<b><math>2.2 \times 10^{-16}</math></b>	<b>0.73</b>	<b><math>2 \times 10^{-16}</math></b>	-	0.9	=	0.07	=
Cobertura exóticas ( <i>A. donax</i> )	<b>0.006</b>	<b>0.08</b>	<b>0.005</b>	-	0.67	=	0.14	=
<b>Macroinvertebrados Acuáticos</b>								
IBMWP	<b>0.003</b>	<b>0.26</b>	<b>0.004</b>	+	0.47	=	0.67	=
Riqueza de familias	<b>0.047</b>	<b>0.2</b>	<b>0.013</b>	+	0.8	=	0.94	=
Riqueza sps Coleoptera	0.92	-	0.9	=	0.32	=	0.83	=
Riqueza sps Hemiptera	<b><math>4.31 \times 10^{-5}</math></b>	<b>0.4</b>	<b><math>9.12 \times 10^{-5}</math></b>	+	0.65	=	0.05	=
<b>Aves</b>								
Riqueza sps	<b>0.048</b>	<b>0.21</b>	0.34	+/=	0.1	=	<b>0.04</b>	Ext(+) <sup>1</sup> Int(=)
Densidad	<b>0.033</b>	<b>0.15</b>	0.17	+/-	0.76	=	<b>0.03</b>	Ext(+) <sup>2</sup> Int(-)
Abundancia	<b>0.016</b>	<b>0.2</b>	0.18	+/-	0.17	=	<b>0.04</b>	Ext(+) Int(-)

<sup>1</sup> Tratamiento extensivo, <sup>2</sup> Tratamiento intensivo

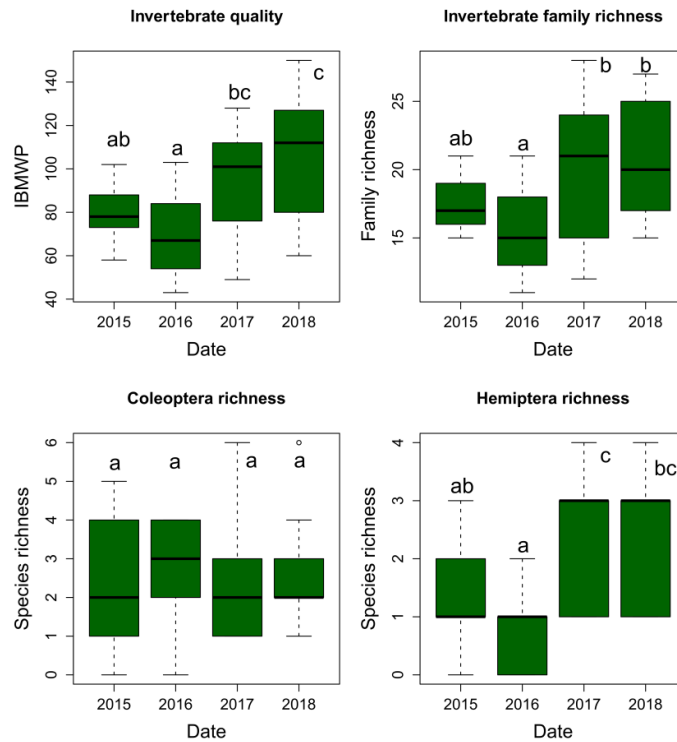


**Figura 3.8.1.** Representaciones tridimensionales entre las variables año, tipo de tratamiento y los tres indicadores ornitológicos (Riqueza, Densidad e Índice Kilométrico de Abundancia, IKA) con resultados significativos para los términos de interacción en los modelos lineales de efectos mixtos (LMEs).

De acuerdo con las comparaciones post-hoc (Figura 3.8.2), las métricas ribereñas que respondieron primero (2016) de forma significativa a las acciones de restauración fueron la riqueza de plantas leñosas ribereñas (aumento) y la altura de *A. donax* (disminución). De manera similar, la densidad de *A. donax* comenzó a disminuir en 2016 pero esta reducción no se consolidó hasta 2018. La calidad ribereña (RQI) y la densidad de *A. donax* no respondieron hasta el segundo y el tercer año de acciones de restauración. De manera similar, la calidad de la comunidad de invertebrados (IBMWP), la riqueza de familias y la riqueza de especies de Hemipteros mostraron respuestas significativas a partir de 2017 y concordancia de patrones entre 2016-2018. El índice de calidad basado en macroinvertebrados (IBMWP) también mostró un aumento significativo entre 2015-2018.

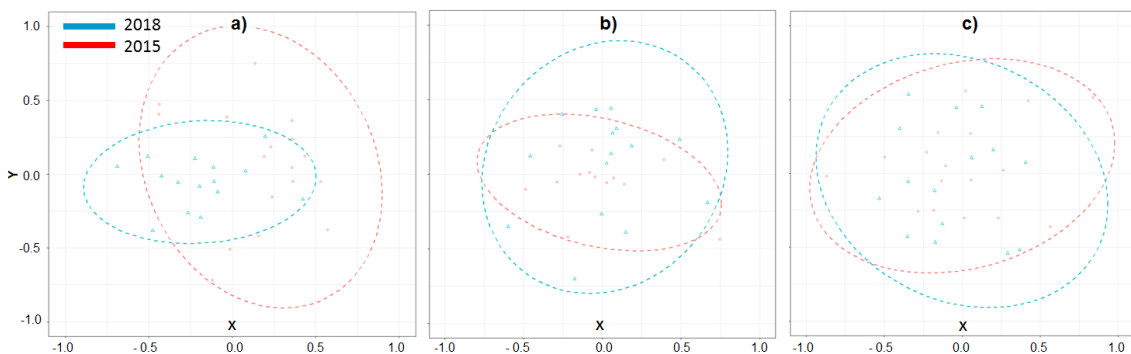


**Figura 3.8.2.** Resultados de los modelos lineales de efectos mixtos (LMEs) y comparaciones pareadas mediante el test post-hoc de Tukey, relativas a la evaluación temporal de los indicadores de vegetación riparia. Las letras (a, b, c) indican diferencias significativas entre años.



**Figura 3.8.3.** Resultados de modelos lineales de efectos mixtos (LME) y comparaciones pareadas post-hoc de Tukey en relación con la variación temporal de los indicadores de vegetación de ribera y de macroinvertebrados acuáticos. Las letras minúsculas (a, b, c) explican las diferencias significativas encontradas entre los años.

Los resultados del análisis NMDS (Figura 3.8.4) mostraron cambios taxonómicos temporales significativos entre y 2018 para macroinvertebrados acuáticos y vegetación riparia, en lo que parece una diversificación de la comunidad tras las acciones de restauración. Sin embargo, no se detectaron cambios temporales significativos para las aves. De manera similar, las diferencias entre el mantenimiento extensivo e intensivo (tratamientos) no fueron significativas para ninguna comunidad biológica.



**Figura 3.8.4.** Escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) que compara la composición taxonómica antes del inicio de las acciones de restauración (2015) y la situación actual (2018) para: a) vegetación ribereña, b) macroinvertebrados acuáticos y c) comunidades de aves.



## 3.9. Relaciones entre la vegetación ribereña y las comunidades de macroinvertebrados acuáticos y aves.

Con respecto a las relaciones entre la vegetación ribereña y las comunidades de macroinvertebrados acuáticos y aves (Figura 3.9.1), la cobertura de la vegetación exótica influyó negativamente en el índice de calidad basado en macroinvertebrados (IBMWP), riqueza de familias de macroinvertebrados y la riqueza de especies de aves. La riqueza de especies leñosas ribereñas y la calidad de las riberas se relacionaron positivamente con la riqueza de especies de coleópteros y hemipteros. Además, la riqueza de especies leñosas también favoreció la riqueza de las aves.

En cambio, la densidad de tallos de *A. donax* se asoció negativamente con la riqueza de especies de aves, su densidad y abundancia. Finalmente, no se encontró una relación significativa entre la calidad del agua (nitratos, conductividad, sólidos suspendidos totales y volátiles) y las variables de la comunidad de invertebrados acuáticos, lo que podría ser debido a los buenos valores de calidad registrados a lo largo del tramo de estudio y los años estudiados (buen estado ecológico con poca variabilidad espacial y temporal).

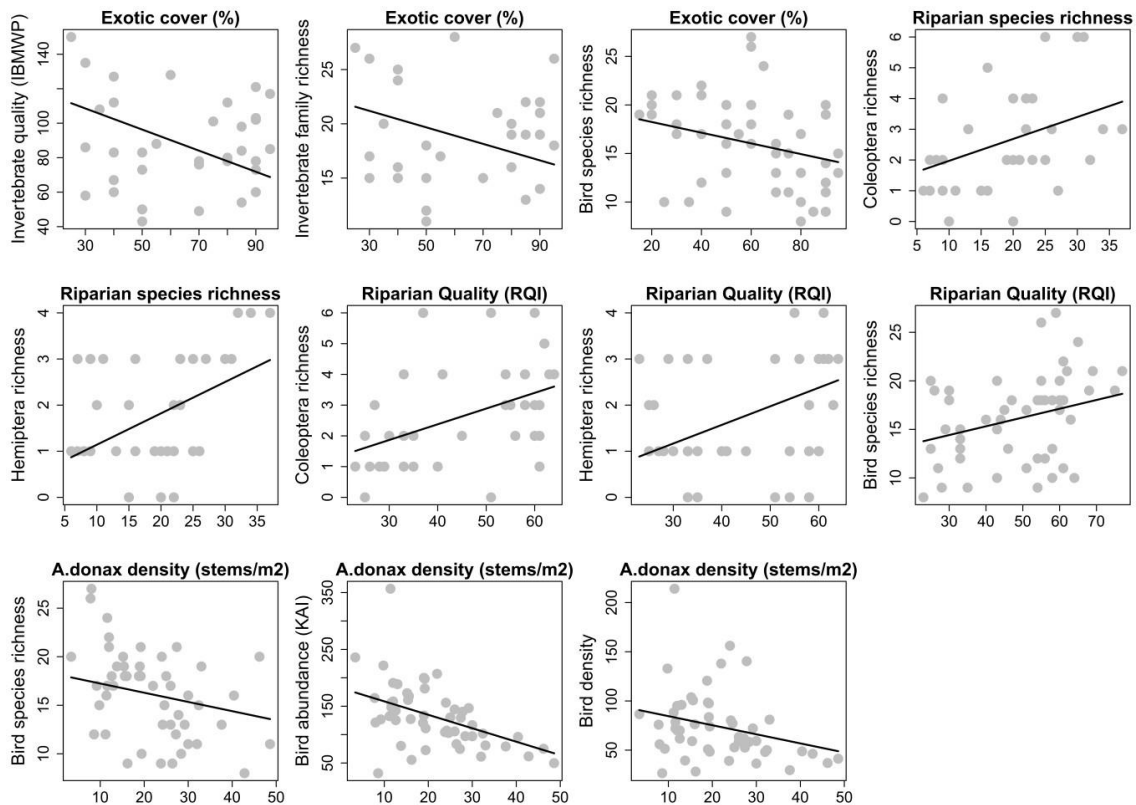


Figura 3.9.1. Relaciones significativas ( $p < 0.05$ ) entre variables riparias e índices de las comunidades de macroinvertebrados y aves según modelos lineales de efectos mixtos (LMEs).

## 4. Discusión

La discusión de los resultados se refiere fundamentalmente a los cuatro grupos de indicadores biológicos principales (vegetación, macroinvertebrados acuáticos, aves y mamíferos semiacuáticos), que han sido monitorizados con mayor intensidad y continuidad. Se realiza de forma sintética considerando los resultados más relevantes. No obstante, se remite al lector interesado a los diversos documentos científicos presentados a congresos y otras reuniones, en los que se incluyen también, cuando procede, los resultados del seguimiento de otros indicadores complementarios (ver, por ejemplo, Lisón et al. (2016)).

La corta repetida en combinación con la plantación de especies ribereñas nativas ha logrado parcialmente el control de *A. donax* y la recuperación de comunidades biológicas tres años después del inicio de las acciones de restauración en el segmento medio del río Segura. En particular, se detectó una reducción significativa de la altura, densidad y cobertura de *A. donax*, y un aumento paralelo en la calidad ribereña (RQI) y en la riqueza de la vegetación ribereña como consecuencia de las acciones de restauración para controlar *A. donax* y fortalecer las comunidades de plantas nativas. Esta mejora de la condición ribereña se combinó con un aumento en la riqueza de macroinvertebrados acuáticos, principalmente asociado con la disminución de la cobertura de *A. donax* y el aumento de la calidad y riqueza de especies leñosas ribereñas. Los tratamientos extensivos e intensivos basados en la frecuencia diferencial de corte ejercieron efectos ecológicos similares, excepto para las aves que fueron favorecidas por un mantenimiento extensivo pero no por uno intensivo.

La secuencia temporal de recuperación ribereña y las comunidades biológicas asociadas parecen seguir un patrón lógico: Después del primer año de acciones de restauración, la altura y densidad de *A. donax* disminuyeron como consecuencia de la siega repetida. Luego, la riqueza ribereña comenzó a aumentar debido a la plantación de especies ribereñas nativas y la regeneración de las plantas existentes. Esta mejora ribereña fue seguida por cambios significativos en la riqueza de macroinvertebrados acuáticos y las puntuaciones del índice de calidad después del segundo año de acciones de restauración. Finalmente, aunque las aves recientemente comenzaron a mostrar aumentos en densidad, abundancia y riqueza con un tratamiento extensivo, probablemente necesiten un mayor desarrollo de especies nativas plantadas para experimentar cambios notables en la composición y diversidad de especies. De hecho, aunque



la mayoría de los retoños nativos están establecidos y en buenas condiciones, su pequeño tamaño explica la ausencia de cambios significativos en la cobertura de especies nativas.

El programa de biomonitoreo seguido, basado en diferentes grupos taxonómicos tanto de ribera como acuáticos, ha resultado muy útil para la evaluación integral tanto a escala de tramo de actuación como del segmento del río.

## 4.1 Vegetación ribereña

Aunque las comunidades ribereñas nativas se beneficiarían de una extensión de las acciones de control de *A. donax*, se ha observado una mejora general en la condición ribereña. Por lo tanto, el establecimiento y la consolidación de especies plantadas ha aumentado la riqueza ribereña en todos los sitios de monitoreo desde el comienzo de las acciones de restauración. Sin embargo, dado que los valores de RQI y la cobertura nativa aún están lejos de los valores de referencia, parece necesario extender las acciones de control para observar una mayor mejora de la calidad ribereña. En este momento, parece que la plantación de especies nativas necesita más tiempo para desarrollarse y superar en altura a *A. donax*, ocupando progresivamente el espacio ribereño e interceptando la luz solar. Después de las plantaciones ribereñas, el hábitat 92A0 parece fortalecerse mediante el aumento de la riqueza y la abundancia de especies nativas como *Populus alba*, *P. nigra*, *Nerium oleander* y *Salix* spp., entre otras. Esto es bastante prometedor, porque estudios previos han demostrado la efectividad de los sauces para competir exitosamente con *A. donax* por el espacio y los recursos nutricionales y, en consecuencia, en el agotamiento de su productividad y extensión (Coffman 2007).

Los tratamientos de control no químicos de *A. donax* generalmente se basan en la extracción del rizoma. Sin embargo, no se recomienda la aplicación de este método en áreas sensibles o protegidas debido al fuerte impacto ecológico inicial que implica. En este contexto, aunque tallos de *A. donax* pueden brotar de los rizomas ubicados a una profundidad de un metro (Boose y Holt, 1999), la siega repetida también puede reducir la biomasa subterránea (rizomas) (Sharma et al. 1998). Dada la muy alta tasa fotosintética de *A. donax*, que permite que los nuevos tallos se vuelvan rápidamente independientes de las reservas de los rizomas (Rossa et al., 1998), las acciones de control coordinadas, periódicas y programadas de *A. donax* parecen necesarias en los sistemas fluviales mediterráneos para poder controlar su expansión. Por lo tanto,



en zonas sensibles o de interés ecológico se recomiendan cortas reiteradas frecuentes para agotar las reservas nutricionales subterráneas más rápidamente y al mismo tiempo no dañar a la vegetación autóctona previa (Deltoro-Torró, 2012). Sin embargo, no encontramos diferencias significativas entre el corte cuatrimestral y mensual durante la etapa de crecimiento vegetativo de la planta en el éxito de la restauración. A pesar de la falta de estudios que evalúen la efectividad del corte repetido en combinación con la plantación de especies nativas, este enfoque fue capaz de reducir la altura de *A. donax* (-80%), la densidad (-50%) y la cobertura (-35%), que fue similar a los resultados obtenidos en la evaluación del corte repetido (Godé 2008; Mota y Freixas, 2009; Racelis et al., 2012).

Sin perjuicio de los primeros cambios significativos observados en la vegetación ribereña, macroinvertebrados acuáticos y aves, después de aplicar los métodos de control de *A. donax* y las acciones de restauración ribereña, es necesario un biomonitoreo a largo plazo para confirmar este patrón positivo y analizar, con más detalles, las respuestas biológicas asociadas. A pesar de los numerosos trabajos que abordan cómo la biodiversidad responde a las diferentes estrategias de gestión y restauración ribereña (Broadmeadow & Nisbet, 2004; Marczak, 2010), se sabe poco sobre los efectos ecológicos de la eliminación y gestión de *A. donax* en las comunidades acuáticas y terrestres asociadas (excepto efectos secundarios de tratamientos químicos como glifosato, ver Puértolas et al., 2010).

## 4.2 Macroinvertebrados acuáticos

A pesar de que los ríos restaurados se ven afectados por la regulación del caudal por las presas aguas arriba, la mayoría de los sitios de muestreo alcanzaron al menos una buena condición ecológica según el índice IBWMP durante el último año de la campaña de monitoreo (2018) (excepto la desembocadura del río Moratalla, probablemente debido a su intermitencia de flujo artificial como consecuencia de la presa del Moratalla situada aguas arriba). Los cambios en el dominio entre las especies ribereñas nativas y no nativas pueden influir en la calidad, cantidad y tiempo de las entradas de material alóctono al río que, a su vez, pueden favorecer la diversidad y la estructura de las comunidades de invertebrados acuáticos (Bunn et al. 1997; Sampaio et al. 2001). De hecho, se supone que los hábitats ribereños dominados por especies exóticas se caracterizan por una menor densidad y diversidad de invertebrados que los hábitats ribereños dominados por vegetación nativa (Read y Barmuta 1999). En particular, *A. donax* está asociada a orillas de ríos homogéneas y

uniformes, lo que reduce la diversidad de microhábitats (por ejemplo, raíces y troncos de árboles) para macroinvertebrados acuáticos. La reducción de la cobertura espacial de *A. donax* podría haber impulsado la recuperación de la comunidad de invertebrados acuáticos, ya que esta especie invasora es un recurso excepcionalmente pobre para los macroinvertebrados acuáticos con un efecto potencial alelopático (Going y Dudley, 2008). La mayor calidad del material procedente de especies vegetales nativas caducifolias como consecuencia de la acción de restauración podría tener efectos beneficiosos a largo plazo en la producción secundaria de macroinvertebrados acuáticos desmenuzadores, que utilizan material orgánico de partículas grandes, como hojas (Going y Dudley 2008), lo cual favorecería en segunda instancia a los depredadores (Naeem et al. 1994).

Entre la fauna de macroinvertebrados acuáticos registrada en el tramo del río Segura ámbito del proyecto, destacan algunas especies de alto interés para la conservación. El molusco endémico *Melanopsis lorcana*, considerado como "vulnerable" en el libro rojo español de invertebrados (Verdú et al., 2011), se ha registrado de manera recurrente durante todo el período de monitoreo siendo su familia correspondiente (Thiaridae) de los pocos taxones indicadores (indVal análisis) para la campaña de muestreo de 2018. Además, hemos detectado la presencia de especies relacionadas con bosques ribereños bien conservados (por ejemplo, *Potamophilus acuminatus*, Coleoptera). Sin embargo, también se han registrado otras especies asociados a cursos de agua artificiales (por ejemplo, *Heliocorisa vermiculata*, Hemiptera), lo que indica que esta posible transición a mejores condiciones aún está en marcha. Además, especies invasoras, como *Procambarus clarkii*, *Corbicula fluminea* y *Potamopyrgus antipodarum*, fueron ampliamente detectadas durante esta evaluación a corto plazo y, en algunos casos, están en expansión por la cuenca (Zamora et al. 2018). Por tanto, dado que el índice IBMWP utilizado no considera la presencia de estas especies exóticas en su valoración, la calidad ecológica del río sería ligeramente menor.

Según los resultados obtenidos con los indicadores basados en macroinvertebrados, la tendencia temporal positiva observada podría deberse a la reducción de la cobertura de *A. donax*, el aumento de la riqueza de especies ribereñas y la mejora de la calidad de las riberas como consecuencia de las acciones de restauración, ligado a una buena calidad fisicoquímica del agua (nitratos <5 mg/l, conductividad del agua <1000  $\mu$ S / cm, sólidos suspendidos totales y volátiles <5 mg/l; medidos al mismo tiempo que el muestreo de macroinvertebrados) para todo el segmento del río durante el periodo de estudio.

La falta de variabilidad temporal y espacial en la calidad físico-química del agua explicaría la falta de relaciones significativas entre los parámetros de calidad del agua y los índices de macroinvertebrados. El buen estado fisicoquímico del agua alcanzado está relacionado con la construcción de plantas de tratamiento de aguas residuales en los municipios ribereños y su mejor gestión (Ródenas y Albacete, 2014), que ha conllevado una notable reducción de la contaminación orgánica en las últimas décadas.

## 4.3 Aves

Con respecto a las aves, los bosques de galería ribereños en la cuenca Mediterránea son puntos clave de biodiversidad a escala regional, ya que a menudo representan el único hábitat bien estructurado disponible para la reproducción y la alimentación en paisajes intensamente desarrollados y/o semiáridos (Gomes et al., 2010). Además, las aves especializadas fuertemente vinculadas a los hábitats ribereños, se unen a otros generalistas forestales y especies ubicuas que comparten el uso de estos hábitats con arbustos circundantes y paisajes agrícolas (Pereira et al., 2014). El concepto de especies riparias obligatorias y riparias dependientes (Rich, 2002) es útil, ya que las diferentes estrategias de restauración (local frente a paisajismo) brindarían mejoras en cada uno de estos subgrupos de especies (Larsen et al., 2010). Si bien algunas especies dependientes de la ribera pueden verse favorecidas en las etapas iniciales después de la restauración, la recuperación del conjunto completo de las riparias obligadas probablemente necesite más tiempo para reconstruir la complejidad estructural que requieren.

Además, la comunidad de aves acuáticas y ribereñas está altamente influenciada por factores a escala de paisaje como la estructura vertical y horizontal de la vegetación ribereña y el uso de la tierra adyacente (Saab, 1999; Guareschi et al., 2015). La invasión de *A. donax* es motivo de preocupación debido a los posibles efectos negativos en las aves que dependen de la vegetación ribereña nativa para alimentarse y anidar (Naiman et al. 1993; Pennington et al. 2008). Los cañaverales de *A. donax* son más pobres en especies de aves que otras formaciones como carrizales, saucedas, zarzales y sotobosque mediterráneo que proporcionan heterogeneidad estructural y recursos alimenticios adicionales para las aves (Paracuellos, 2001). Además los cañaverales carecen principalmente del conjunto de aves que son más selectivas y adaptadas a los medios palustres. Esto podría deberse a la menor disponibilidad de invertebrados asociados con la dominancia de *A. donax*.



Con respecto al efecto de las medidas de restauración para revertir esta situación, a pesar de que la vegetación ribereña plantada no se ha desarrollado completamente para modificar sustancialmente composición de las comunidades de aves asociadas, se ha detectado un aumento en la diversidad, densidad y abundancia de especies asociada a los tratamientos de control extensivos. Sin embargo, una corta repetida mas frecuente (tratamiento intensivo) ejerció efectos neutrales (riqueza de especies) e incluso negativos (densidad y abundancia) en las comunidades de aves. Los tratamientos intensivos podrían haber implicado una frecuencia excesiva de corte (mensual), lo que obstaculizaría la anidación de aves durante los meses críticos de mayo, junio y julio, lo que debe considerarse en futuras acciones de gestión y restauración. Por lo tanto, las cortas cuatrimestrales pueden extenderse en el tiempo para reducir la cobertura de la caña sin efectos perjudiciales en las comunidades de aves.

En este momento, se han registrado 54 especies de aves a través de transectos en la última campaña de muestreo (2018), pero se han registrado un total de 81 especies en tramos restaurados durante el proyecto, una cantidad notablemente mayor que otros programas de monitoreo en hábitats forestales en la región (45-56 especies; Vilar, 2015). Aunque no detectamos cambios significativos en las especies más frecuentes, hubo una tendencia negativa en las especies pioneras que habitan en hábitats abiertos (por ejemplo, *Muscicapa striata*), y un aumento de las aves ribereñas y facultativas con potencial de dispersión de semillas (por ejemplo, *Turdus viscivorus*), que podría beneficiar la restauración pasiva a largo plazo (como se ha demostrado en áreas quemadas, Cavallero et al., 2014).

Es posible que la eliminación inicial de caña haya creado parches transitorios de hábitat abierto cuyos recursos animales y vegetales pueden ser explotados por la comunidad de aves presentes en el estrato arbóreo restante y las parcelas de arbustos adyacentes, aumentando la diversidad de aves en los tramos estudiados. Las copas de los árboles son el hábitat más utilizado por muchas especies de aves ribereñas, que pueden persistir incluso en secciones de ríos parcialmente invadidas por la caña. Sin embargo, es la presencia de otros estratos de vegetación nativa lo que mejora la diversidad de aves, lo que sugiere que la plantación de árboles nativos, complementada con especies de sotobosque, podría promover sinergias con la vegetación existente y mejorar la conectividad del paisaje (Fisher y Goldney 1997). Además, la mayoría de los árboles ribereños de hoja ancha son caducifolios, un tipo de bosque limitado en el área de estudio a las áreas ribereñas debido a las restricciones climáticas de las áreas semiáridas del Mediterráneo. Dada la mayor diversidad y abundancia



de insectos en los bosques caducifolios de hoja ancha (Ehnström y Waldén, 1986), estas especies ribereñas podrían resultar particularmente importantes para las aves insectívoras y la comunidad de aves en general. Finalmente, este tipo de vegetación ribereña alberga comunidades particulares de aves (Groom & Grubb Jr, 2002) que pueden complementar especies típicas de coníferas y bosques esclerófilos de hoja perenne mediterráneos, mejorando la diversidad a escala paisajística y regional.

La riqueza de especies de aves también cambia como resultado de los cambios de hábitat estacionales y el reemplazo de la comunidad, particularmente debido a la afluencia de especies migratorias. Durante el paso de primavera y otoño, numerosas aves migratorias se concentran en la Península Ibérica a lo largo de las galerías ribereñas (Godinho et al., 2010, Pereira et al. 2014; Gomes et al., 2017). Aunque esta es una característica solo parcialmente capturada por nuestro diseño de muestreo (en primavera), también es de esperar una mejora en la capacidad de carga de los hábitats restaurados como escalas y corredores de migración si los tratamientos de control de tipo extensivo se mantienen a medio plazo.

#### 4.4 Mamíferos semiacuáticos (Nutria paleártica)

Cuatro años tras el comienzo de las acciones sobre el hábitat llevadas a cabo por el proyecto LIFE + RIPISILVANATURA (2016-2019) se produce un aumento moderado de la intensidad de marcaje de la nutria. Constatándose una presencia de nutria más elevada en aquellos transectos del río en los que se han llevado a cabo las actuaciones de restauración del proyecto. La presencia de la nutria a su vez se ha visto determinada por la cubierta vegetal de ambas orillas del río y por la contaminación del hábitat. La relación con la cobertura vegetal es más difícil de interpretar, ya que el modelo de regresión incorpora dos variables relacionadas con la vegetación riparia, “VeW” (Cubierta de la vegetación de ribera, o anchura de los cinturones de vegetación a ambos lados del cauce) y “Riv” (porcentaje de superficie ocupada por la vegetación riparia), respondiendo negativamente la primera y positivamente la segunda. La respuesta negativa podría estar indicando una menor presencia de nutria en los cauces invadidos por cinturones monoespecíficos de caña común, que proporcionarían altos valores de la primera variable. Por el contrario, la relación positiva con el porcentaje de superficie ocupada por la vegetación concuerda con los patrones observados de mayor presencia de nutria en los tramos restaurados que en los no restaurados dominados por *Arundo donax*.

La aparente respuesta positiva de la Nutria paleártica al control de especies vegetales exóticas contrasta con su gran dependencia trófica de otra

especie exótica invasora, *Procambarus clarkii*. Este crustáceo provoca la desaparición y simplificación de las comunidades de niveles tróficos inferiores (como invertebrados o anfibios), ya que depreda sobre ellos o altera su hábitat. (Tablado et al., 2010).

## 4.5 Implicaciones de gestión

Las acciones de restauración de riberas realizadas en el marco del proyecto LIFE + RIPISILVANATURA, basadas en la siega repetida de la caña en combinación con la plantación de especies nativas, han conllevado a corto plazo (tras 3 años de las actuaciones iniciales) una mejora del estado ecológico de las riberas y del río, y una disminución significativa en la altura, densidad y cobertura de *A. donax*. Dichas actuaciones se recomiendan específicamente en tramos de ríos no completamente invadidos por *A. donax* y con un interés ecológico específico (por ejemplo, hábitats europeos de interés comunitario, áreas protegidas, especies amenazadas, etc.). De lo contrario, existen estrategias prometedoras que podrían aplicarse con éxito en áreas ribereñas dominadas por rodales monoespecíficos de *A. donax*, como el cubrimiento, una técnica rentable, limpia y sostenible que consiste en cubrir el área recientemente desbrozada con un material opaco reutilizable (preferentemente polietileno de alta densidad) durante el periodo de crecimiento vegetativo de la caña. De esta manera, es posible aumentar la temperatura por encima de 60 °C en zonas expuestas, interceptar la luz solar (agotando las reservas del rizoma) y producir la muerte masiva de *A. donax* en menos de un año (Angosto, 2018).

Considerando el modesto desarrollo actual de las especies plantadas nativas y la alta tasa de crecimiento y la capacidad competitiva de *A. donax*, se propone como acción post-Life la prolongación del mantenimiento extensivo durante 3 a 5 años, al menos en las zonas de actuación con mayor éxito, con el fin de que no se reviertan los efectos ecológicos positivos alcanzados. A pesar de los signos de éxito de las actuaciones llevadas a cabo, es necesario una evaluación adicional después del final del proyecto (2019) y a medio-largo plazo (10 años) para obtener una visión más profunda y detallada de los procesos, los efectos y la durabilidad de las medidas aplicadas (Buchanan et al., 2014; González et al., 2015), así como la identificación de factores clave del éxito o fracaso (tratamientos, combinación de especies plantadas, estado inicial, etc.). Dicha evaluación Post-Life debe basarse en los mismos bioindicadores, siguiendo el protocolo de biomonitorio empleado, con frecuencia al menos bianual o trianual hasta 2025. Esto permitirá extraer conclusiones más robustas para aplicarlas en futuros proyectos de restauración ribereña, incorporando la

gestión adaptativa a los proyectos de restauración, lo que permitirá extrapolar las acciones exitosas y descartar las fallidas para mejorar la relación costo-beneficio de otras acciones de gestión similares.

Dado el avanzado estado de invasión de *A. donax* en los tramos medios y bajos del río Segura, parece que no es posible eliminar por completo esta especie invasora y recuperar con éxito las comunidades ribereñas nativas sin revertir o, al menos, mitigar el efecto negativo de las actividades humanas que originalmente permitieron su invasión. En este contexto, debe destacarse que el proyecto LIFE + RIPISILVANATURA ha intentado, aunque parcialmente, hacer frente a estas otras presiones humanas a través de la implementación de acciones complementarias a las medidas de restauración (por ejemplo, eliminación de motas, demarcación del dominio público hidráulico, apoyo y promoción de prácticas agrícolas sostenibles, prevención de incendios, creación de una red de custodia del territorio) que han demostrado ser útiles para la mejora fluvial y riparia y que deben ser aplicadas a nivel de cuenca para lograr mejorar el estado ecológico de las masas de agua de la Cuenca del Segura.

## 5. Conclusiones

En términos de conocimiento científico, las diversas acciones de monitorización del proyecto LIFE + RIPISILVANATURA han permitido inventariar 134 especies de flora, 77 familias de invertebrados acuáticos, 81 especies de aves y 17 de moluscos terrestres en el ámbito del proyecto, incluyendo tanto las Estaciones de Monitorización Ecológica (EMEs) establecidas en áreas objeto de restauración, como en las Estaciones de Referencia Ecológica (EREs) establecidas en áreas no intervenidas. Estos taxones tienen distinto grado de dependencia de los hábitats riparios, integrándose en comunidades caracterizadas por una riqueza y diversidad comparativamente mayor a las de los sistemas terrestres colindantes con el medio fluvial, del que dichos hábitats representan ecotonos.

Muchos de estos taxones, y otros incluidos de forma individual en el esquema de monitorización inspirado en un diseño BACI (Before and After Control Impact), han respondido a las actuaciones de restauración, destacándose en el análisis de indicadores agregados, las siguientes respuestas:





- En cuanto a la **flora y vegetación**, se ha producido una reducción significativa de la altura, densidad y cobertura de *A. donax*, una mejora de la calidad riparia (RQI), y un aumento de la riqueza de especies vegetales ribereñas a lo largo del tiempo, sin diferencias significativas entre el tratamiento intensivo y extensivo de mantenimiento. No se encontraron diferencias significativas entre años ni tratamientos para la cobertura de plantas nativas. La vegetación ha experimentado una diversificación en la composición de especies, resultando varias especies de *Salix* spp. como indicadoras del nuevo estado.
- Con respecto a los **macroinvertebrados acuáticos**, se detectó un aumento significativo en el índice IBMWP y los valores de riqueza (riqueza de familias y riqueza de especies de Hemiptera) después de 2017. No se observaron diferencias significativas entre los años ni tratamientos para la riqueza de especies de Coleoptera. Al igual que la vegetación esta comunidad también ha experimentado un proceso de diversificación taxonómica con cambios significativos entre la situación inicial y final.
- Para las **aves**, los modelos mostraron diferencias significativas entre años para la densidad, la abundancia (IKA) y riqueza de especies. La interacción significativa entre año y tipo de tratamiento apunta a efectos diferenciales entre el tratamiento extensivo (efecto positivo) y el intensivo (efecto neutro-negativo).
- La intensidad de marcaje de la **Nutria paleártica** tiende a disminuir en tramos de río con un mayor grado de contaminación y aumenta donde predomina la vegetación autóctona, constatándose una presencia mayor en aquellos transectos en los que se han llevado a cabo las actuaciones de restauración del proyecto, lo que contrasta con su gran dependencia trófica de otra EEI, el crustáceo *Procambarus clarkii*.

La tendencia temporal positiva observada en los indicadores basados en macroinvertebrados podría deberse a la reducción de la cobertura de *A. donax*, el aumento de la riqueza florística y la mejora de la calidad de las riberas como consecuencia de las acciones de restauración, ligado a una buena calidad físicoquímica del agua en todo el segmento del río objeto del proyecto durante el periodo de estudio.

El establecimiento y la consolidación de las especies nativas plantadas ha aumentado la riqueza de flora riparia en todos los sitios de monitoreo desde el comienzo de las acciones de restauración. Sin embargo, los valores de RQI y la cobertura nativa aún están lejos de los valores de referencia, por lo que parece

necesario extender las acciones de control de *Arundo donax* y la reposición de especies plantadas. La prolongación de estas acciones y de su seguimiento redundará en un conocimiento ampliado de la respuesta de *Arundo donax* a tratamientos no químicos en ambientes fluviales mediterráneos.

## 6. Agradecimientos

Agradecer a todas las personas que han colaborado en los muestreos e identificación de ejemplares y restos de los distintos grupos taxonómicos: Alberto Conesa, José Manuel Ayala, (vegetación de ribera), S. Guareschi, F. Picazo, M. Consorte?, Jaime Llorach, Jose Luis Lucas (macroinvertebrados acuáticos), A. Meseguer (moluscos), F. Lisón (quirópteros), F. García-Castellanos (aves), A. Sallent (aves) y F. Almansa (mamíferos). Además, a todas las personas colaboradoras de ANSE que también han ayudado en los distintos muestreos.

## 7. Referencias

Alba-Tercedor, J. & Sánchez-Ortega, A. (1988) Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell. (1978). *Limnetica* 4: 51-56.

Angosto I. (2018). *Evaluación del método de cubrimiento para el control de caña (Arundo donax) en el marco de actuaciones de restauración de riberas*. Trabajo Fin de Grado, Ciencias Ambientales, Facultad de Biología, Universidad de Murcia.

Belmar, O., Bruno, D., Martínez-Capel, F., Barquín, J. & Velasco J. (2013) Effects of flow regime alteration on fluvial habitats and riparian quality in a semiarid Mediterranean region. *Ecological Indicators* 30: 52–64.

Boose, A.B. & J.S. Holt. (1999). Environmental effects on asexual reproduction in *Arundo donax*. *Weed Research* 39: 117-127

Broadmeadow, S., & Nisbet, T. R. (2004). The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 8(3), 286-305.

Buchanan BP, Nagle GN, Walter MT. (2014). Long - term monitoring and assessment of a stream restoration project in central New York. *River research and applications* 30(2): 245-258.

Bragado, D., Araujo, F. & Aparicio, M.T. (2010) *Atlas y libro rojo de los moluscos de Castilla-La Mancha*. Organismo Autónomo Espacios Naturales de Castilla-La Mancha, Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, España.



Carbonell, J. A., Gutiérrez-Cánovas, C., Bruno, D., Abellán, P., Velasco, J., & Millán, A. (2011). Ecological factors determining the distribution and assemblages of the aquatic Hemiptera (Gerromorpha & Nepomorpha) in the Segura River basin (Spain). *Limnetica*, 30(1), 0059-70.

Cavallero L, Raffaele E, Aizen MA. (2013). Birds as mediators of passive restoration during early post-fire recovery. *Biological Conservation*, 158: 342-350.

Coffman GC, Ambrose RF, Rundel PW. (2010). Wildfire promotes dominance of invasive giant reed (*Arundo donax*) in riparian ecosystems. *Biological invasions*, 12(8): 2723-2734.

Confederación Hidrográfica del Segura (2007) *Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Segura 2009-2015*. Murcia, España.

Deltoro-Torró V, Jimenez-Ruiz J, Vilan-Fragueiro XM. (2012). *Bases para el manejo y control de Arundo donax L. (Caña común)*. Colección Manuales Técnicos de Biodiversidad, 4. Conselleria d'Infraestructures, Territori i Medi Ambient. Generalitat Valenciana. Valencia.

García-Meseguer, A.J., Esteve, M.A., Robledano, F. & Miñano, J. (2017). *Atlas y Libro Rojo de los Moluscos Continentales de la Región de Murcia*. Oficina de Impulso Socioeconómico del Medio Ambiente. Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

Godinho, C., Rabaça, J., Segurado, P. (2010). Breeding bird assemblages in riparian galleries of the Guadiana River basin (Portugal): the effect of spatial structure and habitat variables. *Ecological Research*, 25: 283-294.

Going, B. M., & Dudley, T. L. (2008). Invasive riparian plant litter alters aquatic insect growth. *Biological Invasions*, 10 (7): 1041-1051.

Gomes, M., Rabaça, J. E., Godinho, C., & Ramos, J. A. (2017). Seasonal variation in bird species richness and abundance in riparian galleries in Southern Portugal. *Acta ornithologica*, 52(1): 69-80.

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: 235-254.

Guareschi S, Abellán P, Laini A, Green AJ, Sánchez-Zapata JA, Velasco J, Millán A. (2015). Cross-taxon congruence in wetlands: assessing the value of waterbirds as surrogates of macroinvertebrate biodiversity in Mediterranean Ramsar sites. *Ecological Indicators* 49: 204-215.

Lisón, F., Robledano, F., Velasco, J., Bruno, D., Zapata, V.M., Calvo, J.F. & Millán, A. (2016). Vertebrados de ribera como indicadores de la restauración del bosque de ribera y la eliminación de una planta invasora en un río mediterráneo semiárido (Río Segura, SE España): Evaluación previa de respuesta inicial. *First IUFRO Landscape Ecology Latin-American and Second IALE Latin-American Congress: Book of abstracts*. Temuco (Chile) 2016: 100.

Larsen, S., Sorace, A., & Mancini, L. (2010). Riparian bird communities as indicators of human impacts along Mediterranean streams. *Environmental management*, 45(2), 261-273.

Marczak, L. B., Sakamaki, T., Turvey, S. L., Deguise, I., Wood, S. L., & Richardson, J. S. (2010). Are forested buffers an effective conservation strategy for riparian fauna? An assessment using meta - analysis. *Ecological Applications*, 20(1): 126-134.

Millán, A. & Ribera, I. (2001) The *Agabus (Gaurodytes) brunneus* group, with description of a new species from the Western Mediterranean (Coleoptera: Dytiscidae). *The Coleopterists Bulletin* 55(1): 107–112.

Millán, A., Sánchez-Fernández, D., Abellán, P., Picazo, F., Carbonell, J.A., Lobo, J.M. & Ribera, I. (2014) *Atlas de los coleópteros acuáticos de España peninsular*. MAGRAMA, Madrid, España.

Naiman RJ, Decamps H, and McClain ME. (2005). *Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities*. New York, NY: Elsevier.

Paracuellos, M. (1997). Análisis comparativo entre las comunidades de Passeriformes de cañaverales y carrizales en el sureste ibérico. *Ardeola*, 44: 105-108.

Pereira, P., Godinho, C., Gomes, M., & Rabaça, J. E. (2014). The importance of the surroundings: are bird communities of riparian galleries influenced by agroforestry matrices in SW Iberian Peninsula?. *Annals of forest science*, 71(1), 33-41.

Przewozny, M., Jaskula, R. & Rewicz, T. (2015) First African records of *Agabus ramblae* Millán & Ribera, 2001(Coleoptera: Dytiscidae). *African Entomology* 23(2): 275–279.

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.

Racelis, A. E., Rubio, A., Vaughan, T., & Goolsby, J. A. (2012). Passive restoration potential of riparian areas invaded by giant reed (*Arundo donax*) in Texas. *Ecological Restoration*, 30(2), 103-105.

Reuther C., Dolch D., Green R., Jahrl J., Jefferies D., Krekemeyer A., Kucerova M., Madsen A.B., Romanowski J., Roche K., Ruis-Olmo J., Teubner J. & Trindade A. (2000). *Surveying and monitoring distribution and population trends of the Eurasian Otter (Lutra lutra): guidelines and evaluation of the standard method for surveys as recommended by the European section of the IUCN/SSC Otter Specialist Group*. Sudendorfallee, Hankensbut-tel, Germany: Gruppe Naturschutz.

Rich, T. D. (2002). Using breeding land birds in the assessment of western riparian systems. *Wildlife Society Bulletin*, 30(4): 1128-1139.

Robledano, F., Jiménez-Franco, M.V., García-Castellanos, F.A. & Sallent, A. (en prensa). Comparación de dos métodos de seguimiento ornitológico para la evaluación de las actuaciones del proyecto RIPISILVANATURA (LIFE13BIO/ES/001407). *Revista de Anillamiento*.

Ródenas MA, Albacete M. (2014). The River Segura: reclaimed water, recovered river. *Journal of Water Reuse and Desalination* 4(1): 50-57.



Román, J. (2012). I Sondeo Nacional de Rata de Agua (13/06/2012). *El Rateador* <http://elrateador.blogspot.com/search/label/Murcia> [consultado el 10/07/2019]

Rossa, B. Tuffers, A.V., Naidoo, G. & D.J. Von Willert. (1998). *Arundo donax* L. (Poaceae) – a C3 species with unusually high photosynthetic capacity. *Botanica Acta*, 111: 216-221.

Rubio, N. (2019). *Actividad de marcaje (sprainting) y dieta de la nutria (Lutra lutra, Linnaeus 1758) en relación con las características ambientales de sus zonas de presencia en la cuenca del Río Segura*. Trabajo Fin de Grado, Facultad de Biología, Murcia.

Saab V. (1999). Importance of spatial scale to habitat use by breeding birds in riparian forests: a hierarchical analysis. *Ecological applications* 9(1): 135-151.

Sánchez-Fernández, D., Abellán, P., Mellado, A., Velasco, J., & Millán, A. (2006). Are water beetles good indicators of biodiversity in Mediterranean aquatic ecosystems? The case of the Segura river basin (SE Spain). *Biodiversity & Conservation*, 15(14), 4507-4520.

Sutherland, W.J. (Ed.) (1996). *Ecological Census Techniques: a Handbook*. Cambridge University Press.

Tablado, Z., Tella, J. L., Sánchez-Zapata, J. A., & Hiraldo, F. (2010). The paradox of the long-term positive effects of a North American crayfish on a European community of predators. *Conservation Biology*, 24(5), 1230-1238.

Verdú, J.R., Numa, C. & Galante, E. (2011). *Atlas y libro rojo de los invertebrados amenazados de España:(especies vulnerables)*. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid, España.

Vilar, C.M. (2015). *Respuesta de la biodiversidad ante el cambio global: caracterización de las comunidades de aves de ribera como indicadores de degradación y restauración*. Trabajo Fin de Grado, Universidad de Murcia, España.

## ANEXOS

**ANEXO I:** Localización de todas las teselas de actuación en el ámbito del proyecto (con indicación de las estaciones de monitorización ecológica, EMEs) y las estaciones de referencia EREs . Se indica también los grupos taxonómicos muestreados (GT) en cada tesela.

Tesela	Localidad	Actuación	X	Y	EME	GT
2	Arrozales Cortijo del bayo 1	4	615713	4239756	0	V,RQI
3	Arrozales Cortijo del bayo 2	4	615318	4239734	0	V,RQI
4	Arrozales Cortijo del bayo 3	4	615209	4239724	1	V,RQI ,M,M t,Ma
5	Cortijo Cañaverosa	4	614607	4238517	0	V,RQI
6	Cortijo del Bayo	3 b	614539	4238179	0	V,RQI ,Ar
7	Cortijo de Cañaverosa	3 b	614396	4237993	1	V,RQI ,Ar
8	Cortijo del Bayo	3 b	614265	4237983	0	V,RQI
9	Aguas arriba presa cañaverosa 2	2 a	612650	4238469	1	V,RQI
10	Aguas arriba presa cañaverosa 1	2 a	612900	4238178	0	V,RQI
12	Aguas abajo presa cañaverosa	3 a	611636	4237643	1	V,RQI ,At,M a
13	Cortijo de Cañaverosa	3 b	611509	4237620	0	V,RQI
14	Puente de Tablas 1	3 b	610982	4237607	1	V,RQI ,At
16	Puente de Tablas 2	4	610923	4237607	1	V,RQI ,Ar
17	Río Segura en desemb. del Moratalla	2 b	612424	4235476	0	V;RQI ,Ar
19	Desembocadura Río Moratalla	2 b	612355	4235476	1	V,RQI ,M
21	Santuario de la Esperanza	4	612607	4235954	1	V,RQI ,At
22	Elevador trasvase	3 b	613429	4236057	0	V;RQI
23	Elevador trasvase aguas abajo	2 a	613669	4235227	1	V,RQI ,At
27	Desembocadura río Argos	2 a	615384	4233827	0	V,RQI
28	R. Segura aguas arriba azud del esparragal	2 a	616601	4234102	0	V,RQI
31	Macaneo 1	3 b	620159	4235369	0	V,RQI
33	Macaneo 2	4	620320	4235397	0	V,RQI
34	Macaneo 3	3 b	620459	4235367	0	V,RQI
35	La maestra	2 b	622767	4233006	1	V,RQI ,At
37	Soto de la Mulata	2 a	623108	4233225	1	V,RQI ,M,At, Q,Ar

Tesela	Localidad	Actuación	X	Y	EME	GT
39	Rio Muerto	2 b	628293	4233465	1	V,RQI ,M,M a,Q
40	La Torre	2 a	630188	4233169	1	V,RQI ,At,M t,Ma
41	Azud de los charcos	3 b	630601	4233137	0	V,RQI
42	Aguas debajo de azud de los charcos	3 b	630774	4232664	0	V,RQI
43	Olmeda de la Torre	3 b	630689	4232266	1	V,RQI ,At, Ar, Mt, Ma,Q
44	Aguas abajo de la parra 1	3 a	631514	4232766	1	V,RQI ,At, Ar, Q
45	Aguas abajo de la parra 2	3 b	631726	4232803	0	V,RQI
46	Aguas abajo de la parra 3	3 b	631648	4232734	0	V,RQI
47	Aguas abajo de la parra 2	2 b	631773	4232975	1	V,RQI
48	Rio Segura aguas arriba aula naturaleza 1	4	632762	4233475	1	V,RQI ,At,M
49	Rio Segura aguas arriba aula naturaleza 2	3 a	632948	4233506	1	V,RQI ,At
50	Aula naturaleza	3 a	633384	4233700	1	V,RQI ,M,At
51	Isla del Hachís	3 b	634280	4233888	0	V,RQI
52	Aguas debajo de Playa del HachÝs	3 b	634948	4234118	1	V,RQI ,At
REF1	Cortijo de Hijar	1	588422	4251561	0	V,RQI ,M
REF2	Presa Cañaverosa	1	612304	4237789	0	V,RQI ,M,At, Mt,M a,Q
REF3	Senda la Huertecica	1	611773	4235823	0	V,RQI ,M
REF4	La Veredilla	1	629169	4232053	0	V,RQI ,M, Mt, Ar, Ma
REF5	La Parra	1	630890	4232820	0	V,RQI ,Q

Actuación: 1=Referencia, 2=Corta mecánica, 3=Corta manual, 4 Revegetación; a=mantenimiento intensivo; b= mantenimiento extensivo  
 GT: V=Vegetación, RQI=Riparian Quality Index, At=Aves transectos, Ar=Aves redes, M=Macroinvertebrados, Mt= Moluscos terrestres, Ma= Mamíferos (nutria y rata de agua), Q= Quirópteros.



## ANEXO II: Lista de especies de flora riparia, aves y macroinvertebrados acuáticos registrados en el área del proyecto entre 2015 y 2018.

Flora riparia	Aves	Macroinvertebrados acuáticos
<i>Agave americana</i>	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	<i>Aeshnidae</i>
<i>Agrostis stolonifera</i>	<i>Aegithalos caudatus</i>	<i>Ancylidae</i>
<i>Anthyllis cytisoides</i>	<i>Alcedo atthis</i>	<i>Anthomyiidae</i>
<i>Apium graveolens</i>	<i>Anas platyrhynchos</i>	<i>Athericidae</i>
<i>Apium nodiflorum</i>	<i>Apus apus</i>	<i>Atyidae</i>
<i>Arbutus unedo</i>	<i>Ardea cinerea</i>	<i>Baetidae</i>
<i>Arundo donax</i>	<i>Bubulcus ibis</i>	<i>Brachycentridae</i>
<i>Artemisia campestris</i>	<i>Caprimulgus ruficollis</i>	<i>Caenidae</i>
<i>Asparagus acutifolius</i>	<i>Carduelis cannabina</i>	<i>Calopterygidae</i>
<i>Asparagus albus</i>	<i>Carduelis carduelis</i>	<i>Gammaridae</i>
<i>Asparagus horridus</i>	<i>Carduelis chloris</i>	<i>Ceratopogonidae</i>
<i>Asparagus officinalis</i>	<i>Cecropis daurica</i>	<i>Chironomidae</i>
<i>Atriplex halimus</i>	<i>Certhia brachydactyla</i>	<i>Coenagrionidae</i>
<i>Ballota hirsuta</i>	<i>Cettia cetti</i>	<i>Corbiculidae</i>
<i>Brachypodium retusum</i>	<i>Cisticola juncidis</i>	<i>Corduliidae</i>
<i>Bryonia dioica</i>	<i>Columba livia domestica</i>	<i>Corixidae</i>
<i>Carpobrotus edulis</i>	<i>Columba palumbus</i>	<i>Culicidae</i>
<i>Carex pendula</i>	<i>Cuculus canorus</i>	<i>Curculionidae</i>
<i>Celtis australis</i>	<i>Cyanistes caeruleus</i>	<i>Dixidae</i>
<i>Cistus albidus</i>	<i>Delichon urbicum</i>	<i>Dolychopodidae</i>
<i>Cistus clusii</i>	<i>Dendrocopos major</i>	<i>Dryopidae</i>
<i>Cistus monspeliensis</i>	<i>Emberiza calandra</i>	<i>Dugesidae</i>
<i>Cladium mariscus</i>	<i>Emberiza cia</i>	<i>Dytiscidae</i>
<i>Clematis vitalba</i>	<i>Emberiza cirius</i>	<i>Elmidae</i>
<i>Coriaria myrtifolia</i>	<i>Erithacus rubecula</i>	<i>Empididae</i>
<i>Crataegus monogyna</i>	<i>Falco tinnunculus</i>	<i>Ephemereididae</i>
<i>Cyperus fuscus</i>	<i>Ficedula hypoleuca</i>	<i>Ephemeridae</i>
<i>Cyperus longus</i>	<i>Fringilla coelebs</i>	<i>Ephydriidae</i>

Flora riparia	Aves	Macroinvertebrados acuáticos
<i>Cynanchum acutum</i>	<i>Galerida cristata</i>	<i>Erpobdellidae</i>
<i>Daphne gnidium</i>	<i>Gallinula chloropus</i>	<i>Gammaridae</i>
<i>Desmazeria rigida</i>	<i>Hippolais opaca</i>	<i>Gerridae</i>
<i>Digitalis obscura</i>	<i>Hippolais polyglotta</i>	<i>Glossiphoniidae</i>
<i>Dittrichia viscosa</i>	<i>Hirundo rustica</i>	<i>Glossosomatidae</i>
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	<i>Jynx torquilla</i>	<i>Gomphidae</i>
<i>Dorycnium rectum</i>	<i>Lanius senator</i>	<i>Gyrinidae</i>
<i>Equisetum ramosissimum</i>	<i>Lophophanes cristatus</i>	<i>Haliplidae</i>
<i>Eleagnos angustifolia</i>	<i>Loxia curvirostra</i>	<i>Helophoridae</i>
<i>Elymus hispidus</i>	<i>Luscinia megarhynchos</i>	<i>Heptagenidae</i>
<i>Ficus carica</i>	<i>Merops apiaster</i>	<i>Hydracarina</i>
<i>Fraxinus angustifolia</i>	<i>Motacilla alba</i>	<i>Hydraenidae</i>
<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Motacilla cinerea</i>	<i>Hydrobiidae</i>
<i>Genista_scorpius</i>	<i>Muscicapa striata</i>	<i>Hydrometridae</i>
<i>Genista spartioides</i>	<i>Nycticorax nycticorax</i>	<i>Hydrophilidae</i>
<i>Hedera helix</i>	<i>Oenanthe leucura</i>	<i>Hydropsychidae</i>
<i>Helychrisum stoechas</i>	<i>Oriolus oriolus</i>	<i>Hydroptilidae</i>
<i>Imperata cylindrica</i>	<i>Parus major</i>	<i>Leptoceridae</i>
<i>Iris pseudacorus</i>	<i>Passer domesticus</i>	<i>Leptophlebiidae</i>
<i>Juglans regia</i>	<i>Passer montanus</i>	<i>Leuctridae</i>
<i>Juncus acutus</i>	<i>Periparus ater</i>	<i>Libellulidae</i>
<i>Juncus articulatus</i>	<i>Petronia petronia</i>	<i>Limnephilidae</i>
<i>Juncus inflexus</i>	<i>Phalacrocorax carbo</i>	<i>Limoniidae</i>
<i>Juncus maritimus</i>	<i>Phylloscopus collybita</i>	<i>Lymnaeidae</i>
<i>Juniperus oxycedrus</i>	<i>Phylloscopus trochilus</i>	<i>Melanopsidae</i>
<i>Juniperus phoenicea</i>	<i>Pica pica</i>	<i>Nepidae</i>
<i>Laurus nobilis</i>	<i>Picus viridis</i>	<i>Neritidae</i>
<i>Lonicera biflora</i>	<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	<i>Notonectidae</i>
<i>Lonicera_implexa</i>	<i>Regulus ignicapilla</i>	<i>Oligochaeta</i>
<i>Lonicera sp</i>	<i>Remiz pendulinus</i>	<i>Oligoneuriidae</i>
<i>Lygeum spartum</i>	<i>Saxicola torquata</i>	<i>Ostracoda</i>

Flora riparia	Aves	Macroinvertebrados acuáticos
<i>Lysimachia ephemerum</i>	<i>Serinus serinus</i>	<i>Perlodidae</i>
<i>Marrubium vulgare</i>	<i>Streptopelia decaocto</i>	<i>Philopotamidae</i>
<i>Mentha suaveolens</i>	<i>Streptopelia turtur</i>	<i>Physidae</i>
<i>Mespilus germanica</i>	<i>Sturnus unicolor</i>	<i>Planariidae</i>
<i>Morus alba</i>	<i>Sylvia atricapilla</i>	<i>Planorbidae</i>
<i>Nasturtium officinale</i>	<i>Sylvia borin</i>	<i>Platycnemididae</i>
<i>Nerium oleander</i>	<i>Sylvia hortensis</i>	<i>Polycentropodidae</i>
<i>Nicotiana glauca</i>	<i>Sylvia melanocephala</i>	<i>Polymitarcidae</i>
<i>Olea europaea</i>	<i>Troglodytes troglodytes</i>	<i>Potamanthidae</i>
<i>Opuntia maxima</i>	<i>Turdus merula</i>	<i>Prosopistomatidae</i>
<i>Osyris lanceolata</i>	<i>Turdus viscivorus</i>	<i>Psychomyiidae</i>
<i>Osyris quadripartita</i>	<i>Upupa epops</i>	<i>Rhyacophilidae</i>
<i>Phlomis lychnitis</i>		<i>Scirtidae</i>
<i>Phyllirea angustifolia</i>		<i>Simuliidae</i>
<i>Phragmites australis</i>		<i>Sphaeriidae</i>
<i>Pinus halepensis</i>		<i>Tabanidae</i>
<i>Pinus pinea</i>		<i>Tipulidae</i>
<i>Pistacia lentiscus</i>		<i>Veliidae</i>
<i>Platanus hispanica</i>		
<i>Populus alba</i>		
<i>Populus deltoides</i>		
<i>Populus nigra</i>		
<i>Potentilla reptans</i>		
<i>Prunus dulcis</i>		
<i>Prunus domestica</i>		
<i>Prunus persica</i>		
<i>Punica granatum</i>		
<i>Pyrus communis</i>		
<i>Quercus coccifera</i>		
<i>Quercus rotundifolia</i>		
<i>Retama sphaerocarpa</i>		

## Flora riparia

## Aves

## Macroinvertebrados acuáticos

*Rhamnus alaternus*  
*Rhamnus lycioides*  
*Robinia pseudoacacia*  
*Rosa canina*  
*Rosmarinus officinalis*  
*Rubia peregrina*  
*Rubus caesius*  
*Rubus ulmifolius*  
*Ruscus aculeatus*  
*Saccharum ravennae*  
*Salix alba*  
*Salix atrocinerea*  
*Salix eleagnos*  
*Salix fragilis*  
*Salix neotricha*  
*Salix purpurea*  
*Sambucus nigra*  
*Samolus valerandi*  
*Satureja intricata*  
*Scirpus holoschoenus*  
*Scirpus maritimus*  
*Sedum sediforme*  
*Smilax aspera*  
*Sorghum halepense*  
*Stipa tenacissima*  
*Suaeda vera*  
*Tamarix boveana*  
*Tamarix gallica*  
*Teucrium capitatum*  
*Thymus vulgaris*

## Flora riparia

## Aves

## Macroinvertebrados acuáticos

*Thalictrum  
speciosissimum*

*Typha dominguensis*

*Ulmus minor*

*Veronica anagallis-  
aquatica*

*Vitex agnus-castus*

*Vitis vinífera*

*Washingtonia robusta*

*Ziziphus zizyphus*

*Zygophyllum fabago*

## ANEXO III: Lista de especies de Coleópteros y Hemípteros registrados en el área del proyecto entre 2015 y 2018.

Clase	Orden	Familia	Especie
INSECTA	Coleoptera	Dryopidae	<i>Dryops gracilis</i> (Karsch, 1881)
INSECTA	Coleoptera	Dryopidae	<i>Pomatinus substriatus</i> (Muller, 1806)
INSECTA	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Agabus biguttatus</i> (Olivier, 1795)
INSECTA	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Agabus ramblae</i> Millán & Ribera, 2001
INSECTA	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Hydroglyphus geminus</i> (Fabricius, 1792)
INSECTA	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Laccophilus hyalinus</i> (De Geer, 1774)
INSECTA	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Ranthus suturalis</i> (MacLeay, 1825)
INSECTA	Coleoptera	Elmidae	<i>Elmis maugetii</i> Latreille, 1798
INSECTA	Coleoptera	Elmidae	<i>Esolus pygmaeus</i> Müller, P.W.J., 1806
INSECTA	Coleoptera	Elmidae	<i>Limnius intermedius</i> Fairmaire, 1881
INSECTA	Coleoptera	Elmidae	<i>Normandia 53editerr</i> (Erichson, 1847)
INSECTA	Coleoptera	Elmidae	<i>Oulimnius troglodytes</i> (Gyllenhal, 1827)
INSECTA	Coleoptera	Elmidae	<i>Potamophylus acuminatus</i> (Fabricius, 1792)
INSECTA	Coleoptera	Gyrinidae	<i>Aulonogyrus striatus</i> (Fabricius, 1792)
INSECTA	Coleoptera	Gyrinidae	<i>Gyrinus distinctus aubé</i> , 1836

Clase	Orden	Familia	Especie
INSECTA	Coleoptera	Gyrinidae	<i>Orectochilus villosus</i> (Müller, 1776)
INSECTA	Coleoptera	Helophoridae	<i>Helophorus</i> sp.
INSECTA	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Coelostoma hispanicum</i> Küster, 1848
INSECTA	Coleoptera	Hydraenidae	<i>Hydraena cf hernandoi</i> Fresneda & Lagar, 1990
INSECTA	Coleoptera	Hydraenidae	<i>Ochthebius viridis fallaciosus</i> Ganglbauer, 1901
INSECTA	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Enochrus ater</i> Kuwert, 1888
INSECTA	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Helochares lividus</i> (Forster, 1771)
INSECTA	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Hydrophylus pistaceus</i> Laporte de Castelnau, 1840
INSECTA	Coleoptera	Scyrtidae	<i>Cyphon</i> sp.
INSECTA	Hemiptera	Corixidae	<i>Heliocorisa vermiculata</i> (Puton, 1874)
INSECTA	Hemiptera	Corixidae	<i>Micronecta minuscula</i> Poisson, 1929
INSECTA	Hemiptera	Corixidae	<i>Micronecta scholtzi</i> (Fieber, 1851)
INSECTA	Hemiptera	Gerridae	<i>Aquarius cinereus</i> (Puton, 1869)
INSECTA	Hemiptera	Gerridae	<i>Aquarius najas</i> (De Geer, 1773)
INSECTA	Hemiptera	Gerridae	<i>Gerris argentatus</i> (Schummel, 1832)
INSECTA	Hemiptera	Gerridae	<i>Gerris thoracicus</i> (Schummel, 1832)



Clase	Orden	Familia	Especie
INSECTA	Hemiptera	Hydrometridae	<i>Hydrometra stagnorum</i> (Linnaeus, 1758)
INSECTA	Hemiptera	Veliidae	<i>Velia caprai caprai</i> (Tamanini, 1947)

**ANEXO IV:** Comparación fotográfica de algunas teselas entre el informe inicial (2015) y el último informe de seguimiento (2018).

## TESELA 9



## TESELA 23





# RIPISILVA

## TESELA 35



# RIPISILVA

## TESELA 39



59





# RIPISILVA

## TESELA 44



60





# RIPISILVA

TESELA 47



61



LIFE13 BIO/ES/1407



## TESELA 51

