



EVALUACIÓN ANUAL (2017)  
DEL ESTADO ECOLÓGICO  
DE LAS ESTACIONES DE  
MONITOREO DEL  
PROYECTO LIFE+  
RIPISILVANATURA

LIFE13 BIO/ES/1407

JULIO 2017



RIPI SILVA

# RIPI SILVA

2

Daniel Bruno Collados

Victor Manuel Zapata

Josefa Velasco García

Andrés Millán Sánchez

Jose Francisco Calvo Sendín

Francisco Robledano Aymerich

Departamento de Ecología e Hidrología

Universidad de Murcia



LIFE13 BIO/ES/1407

# RIPISILVA

## Contenido

1. Introducción.....	5
2. Área de estudio y metodología.....	6
3. Resultados y Discusión.....	8
3.1 Composición y cobertura en Hábitats Riparios Autóctonos (HRAs).....	9
3.2 Calidad de las riberas (RQI).....	14
3.3 Densidad y altura de la caña (Arundo donax).....	28
3.4. Calidad del agua.....	31
3.5. Macroinvertebrados acuáticos.....	36
3.6 Aves.....	42
3.7. Moluscos terrestres.....	64
3.8. Mamíferos semiacuáticos.....	64
3.9. Quirópteros.....	66
4. Agradecimientos.....	69
5. Referencias.....	69
ANEXO I. Teselas muestreadas.....	72
ANEXO II: Listado de especies vegetales riparias nativas y exóticas en el área de estudio. .....	74
ANEXO III. Anexo Fotográfico de las EMES.....	76



# RIPISILVA



LIFE13 BIO/ES/1407

## 1. Introducción

A continuación se presenta la evaluación anual (2017) de la red de estaciones de monitoreo ecológico (EMEs) durante las actuaciones de eliminación de especies exóticas y restauración de riberas a realizar en el marco del proyecto LIFE13 BIO/ES/1407 (RIPISILVANATURA). Este informe da cumplimiento al hito (milestone) nº 20, perteneciente a la acción D.1. (Seguimiento de los Hábitats Riparios Autóctonos (HRAs) y su biodiversidad asociada en las Estaciones de Monitorización Ecológica (EME) y Evaluación final”).

Esta evaluación anual en base a indicadores ecológicos es esencial para poder hacer un seguimiento preciso de las actuaciones y conocer en profundidad las dinámicas vegetales durante las restauraciones. Además, permite comprobar el correcto desarrollo de las acciones de eliminación de la caña (*Arundo donax*) con el fin de corregir las irregularidades y problemas inherentes a las actuaciones de restauración ambiental que se vayan observando durante la ejecución del proyecto. Finalmente, su comparación con los resultados iniciales, posibilitará evaluar, además del desarrollo de las actuaciones de control de Especies Exóticas Invasoras (EEIs), la recuperación de los Hábitats Riparios Autóctonos (HRAs).

Durante este año, las cortas se han ido produciendo con diferente frecuencia según el tratamiento pre-establecido. Es por esa razón que a lo largo de este año, existen parcelas que han recibido cortas de caña en 2-3 ocasiones, y otras parcelas con un mayor número de cortas (5-6). Ya han pasado casi 2 años desde la primera intervención de corta de caña y las primeras plantaciones, por lo que cabría esperar que se encontrasen respuestas de los diferentes indicadores que conforman el seguimiento. Durante el otoño-invierno de 2016-2017, se llevó a cabo una reposición de marras para reponer aquellas especies vegetales que no consiguieron sobrevivir tras la primera plantación. A la vez que se realizaba dicha reposición, se llevó a cabo una corta de caña manual con la que no se contaba en los calendarios de cortas, pero que creemos que pudo tener un importante efecto sobre la caña.

# RIPISILVA

## 2. Área de estudio y metodología

El área objeto de intervención del proyecto es un tramo de 55 km del río Segura, desde el paraje del Menjú (aguas abajo de la ciudad de Cieza) hasta el límite provincial con Albacete (unión del río Segura y río Mundo, municipio de Calasparra).

Tras las numerosas actuaciones de corta que se han realizado durante este último año, se ha muestreado nuevamente la red de monitoreo (EREs estaciones de referencia y EMEs de actuación) establecida inicialmente.

6



Figura 2.1: Tramo superior del proyecto dominado por *P. nigra*



LIFE13 BIO/ES/1407



Figura 2.2: Tramo inferior del proyecto con presencia de *Nerium oleander*

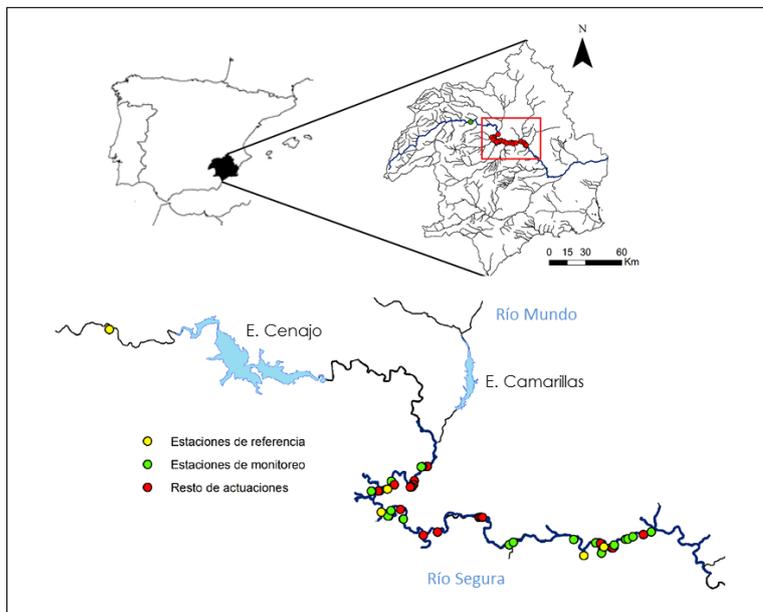


Figura 2.3: Localización del tramo de actuación en el río Segura (Cuenca del Segura), con las estaciones de referencia, monitoreo y resto de actuaciones de restauración. También se muestran los embalses existentes.

Respecto a la metodología de muestreo desarrollada en el biomonitoreo de las EMEs, se ha utilizado el protocolo de evaluación y seguimiento ya empleado en la evaluación inicial (para más detalle, ver informe inicial: PROTOCOLO DE SEGUIMIENTO Y EVALUACIÓN DE ACTUACIONES DEL PROYECTO LIFE+ RIPISILVANATURA, 2015). Incluye diversos indicadores ecológicos sobre la calidad físico-química de las aguas, diversidad vegetal (cuantificando tanto la abundancia y cobertura de especies nativas como exóticas), calidad y fisonomía del hábitat ripario, macroinvertebrados acuáticos, aves, moluscos terrestres, quirópteros y nutria.

Destacamos que, parte de las metodologías de corta definidas en los informes anteriores (mecánica, manual, extensivo e intensivo) han dejado de tener interés. Nos referimos la categorización de mecánica o manual. Esta diversidad de métodos se utilizó en la primera corta del proyecto, pero en las posteriores, la categoría pasó a ser manual en todo momento. Es por ello que en este informe (a diferencia de los anteriores) los resultados se mostrarán en la mayoría de casos según la frecuencia de cortas (intensivas o extensivas).

### 3. Resultados y Discusión

Tras el inventariado y caracterización inicial que se ejecutó en el año 2015 de las zonas de actuación, se han realizado 2 años de seguimiento de las EMEs. Tras el leve descenso de los valores de calidad de las distintas comunidades que se observó en el seguimiento del año 2016, parece que este año se está produciendo la recuperación de los mismos. Es cierto que en algunas ocasiones, indicadores como la densidad o la altura de la caña no se han visto reducidos. La alta supervivencia observada en los ejemplares plantados durante la reposición de marras hace que se haya producido un incremento de la riqueza de especies vegetales. Durante la primavera y verano de 2017 están previstos numerosos riegos de apoyo que ayuden a estas especies a mantenerse en buenas condiciones durante el primer periodo de mayor sequía. Con estos aportes de agua, se espera que la vegetación se establezca definitivamente y se pueda confirmar una comunidad vegetal riparia apta para competir con la caña.

Durante este último seguimiento también se ha constatado que algunos de los individuos supervivientes de la primera plantación (año 2015) están creciendo de manera vigorosa. Por otro lado, algunas parcelas han sufrido diferentes impactos durante el último año como incendios o cortas accidentales



de ejemplares plantados. Es por ello que aprovechamos este informe para resaltar la necesidad de mejorar la vigilancia ante estos eventos. Cabe destacar que durante la reposición de marras se llevó a cabo un marcaje de los ejemplares plantados que creemos disminuirán las cortas accidentales de vegetación autóctona.

A continuación expondremos los resultados de cada uno de los indicadores biológicos muestreados, haciendo especial hincapié en la evolución de los diferentes indicadores biológicos.

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

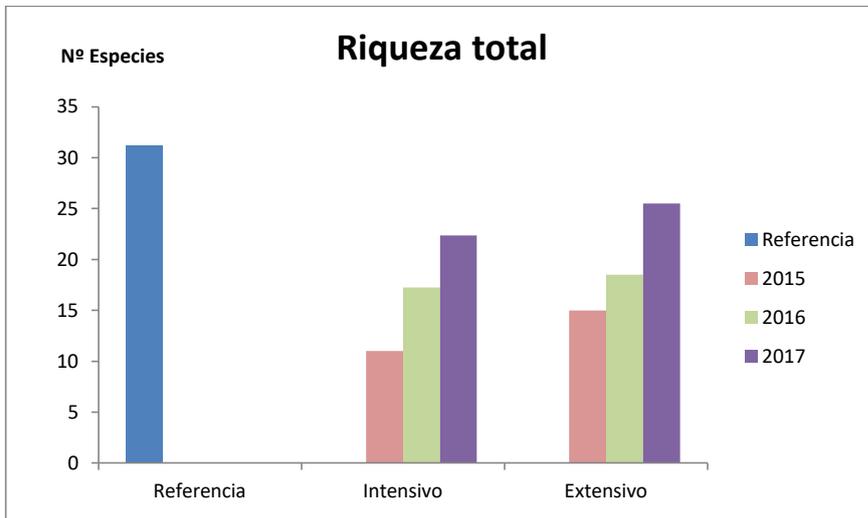
Al igual que en años anteriores, el estrato arbóreo domina en algunas de las EMEs. A este respecto, especies como *Populus alba*, *P. nigra* o *Fraxinus angustifolia* siguen apareciendo con buenas coberturas. Al contrario que en años anteriores, la pérdida de ejemplares por cortas accidentales se ha reducido llegando a ser casi nula.

La riqueza de especies total ha ascendido con respecto a los últimos muestreos (Figura 3.1.1). En total, en la última reposición de marras se plantaron 4.644 ejemplares de los cuales 1.709 correspondían con especies de carácter arbóreo y 2.935 con especies de porte arbustivo. Diferenciando entre las EMEs con tratamiento intensivo y extensivo, se puede observar que en ambos casos el incremento de la riqueza de especies ha sido una constante desde el inicio del proyecto. Cabe destacar que los valores obtenidos se van acercando a los valores de las EREs.

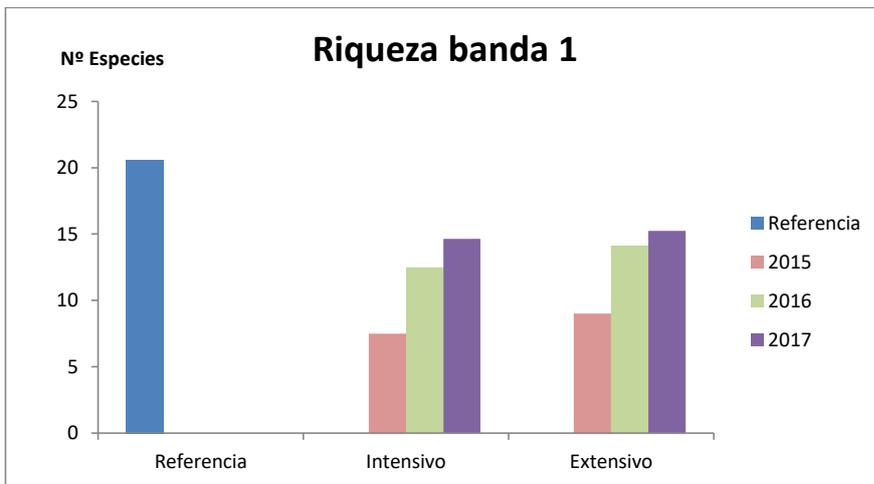
Observando los datos para la banda 1 (Figura 3.1.1), este incremento se mantiene aunque no es tan acusado como para las riquezas de la banda riparia 2 (Figura 3.1.1). Esto puede deberse a la dificultad de acceso y plantación que existe en la zona más cercana al cauce. En muchos casos, el banco está formado por rizoma de caña, dificultando en gran medida que los operarios pudieran acceder de manera segura a la primera banda. Además, el pool de especies disponibles para plantar en esas ubicaciones era menor que las posibilidades que ofrecía la disponibilidad de planta apta para plantar en lugares más alejados del cauce.

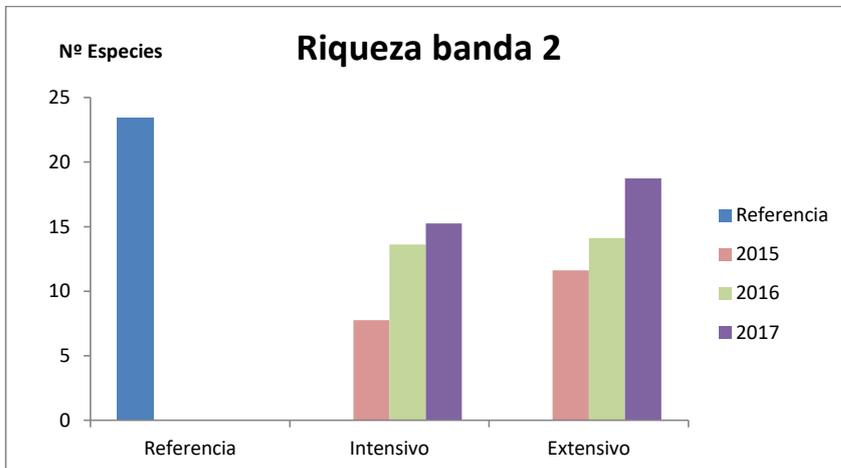
Analizando cada tesela, vemos como las que se sitúan en la zona aguas arriba son las que más riqueza de especies han ganado (Figura 3.1.2) frente a las teselas ubicadas en la zona aguas abajo del proyecto.



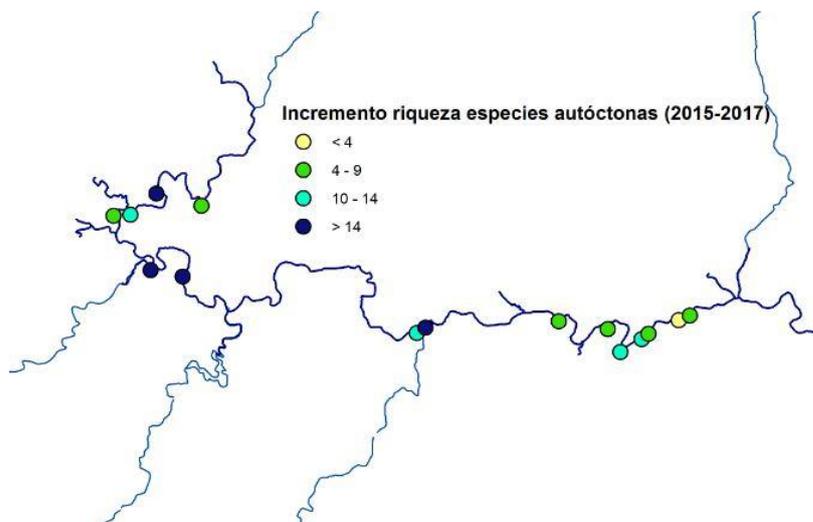


10





**Figura 3.1.1:** Gráficos comparativos de la riqueza especies leñosas en las EMEs entre los 3 años de muestreo, según la intensidad de los tratamientos. Así como la comparación con las estaciones de referencia muestreadas en el año inicial (2015)



**Figura 3.1.2:** Evolución de la riqueza de especies autóctonas en las EMEs comparando entre los muestreos iniciales y los realizados en el presente año 2017.

En cuanto a la cobertura de especies exóticas (Figura 3.1.3 y Figura 3.1.4), cabe destacar que aunque puedan aparecer individuos aislados de otras especies de carácter alóctono (*Robinia pseudoacacia*, *Nicotiana glauca*, etc.), de modo general las coberturas que se muestran a continuación coinciden con



LIFE13 BIO/ES/1407

la mayor o menor presencia de *A. donax*. Analizando la evolución de la cobertura de especies exóticas en cada tesela, no aparecen muchos resultados extremos sino que la mayoría de ellas han experimentado cambios positivos o negativos pequeños en dicha cobertura (Figura 3.1.5).

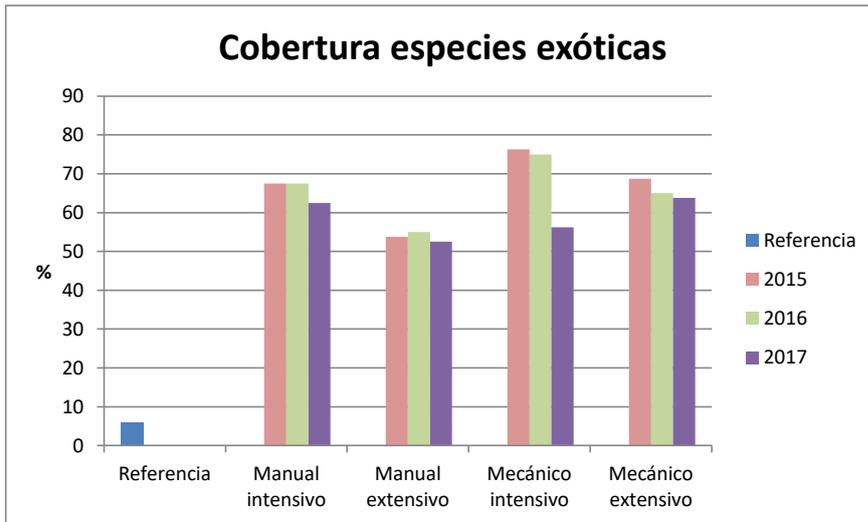


Figura 3.1.3: Gráficos comparativos de la cobertura de especies exóticas en las EMEs entre los 3 años de muestreo, según la intensidad de los tratamientos. Así como la comparación con las estaciones de referencia muestreadas en el año inicial (2015)

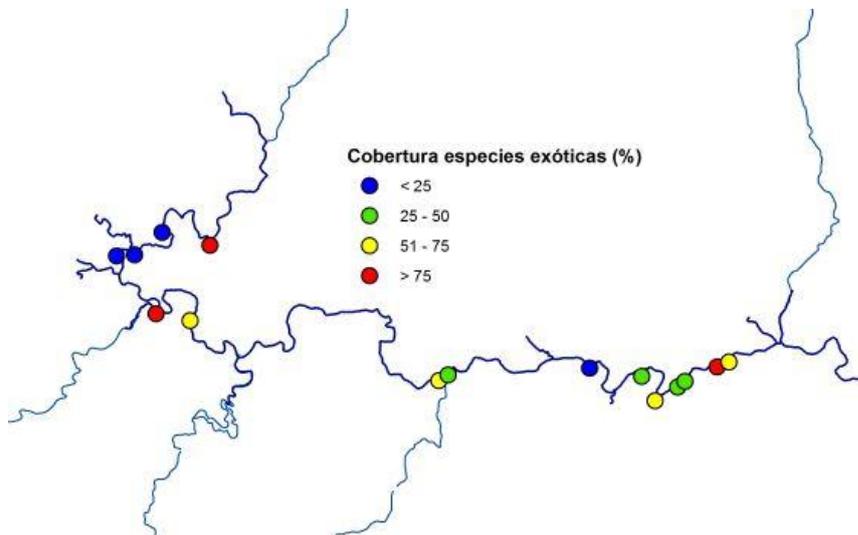
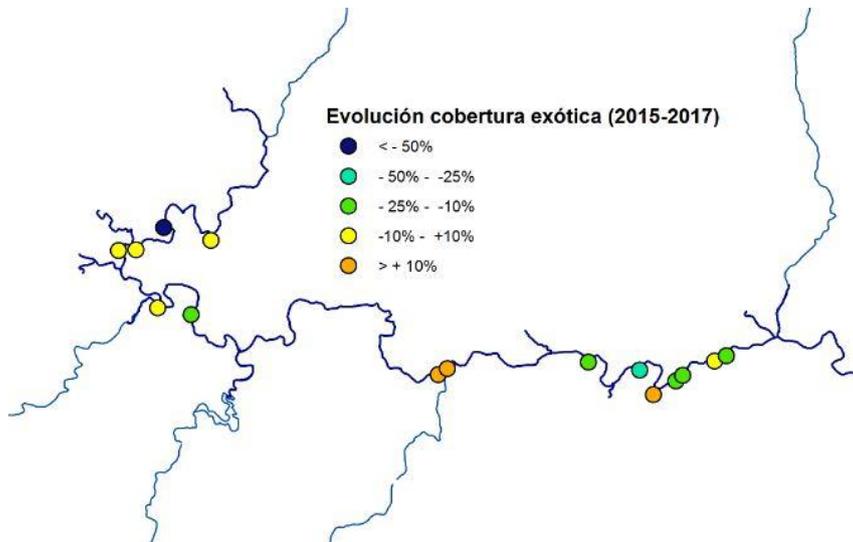


Figura 3.1.4: Cobertura de especies exóticas en las EMEs en los muestreos realizados en el presente año 2017.

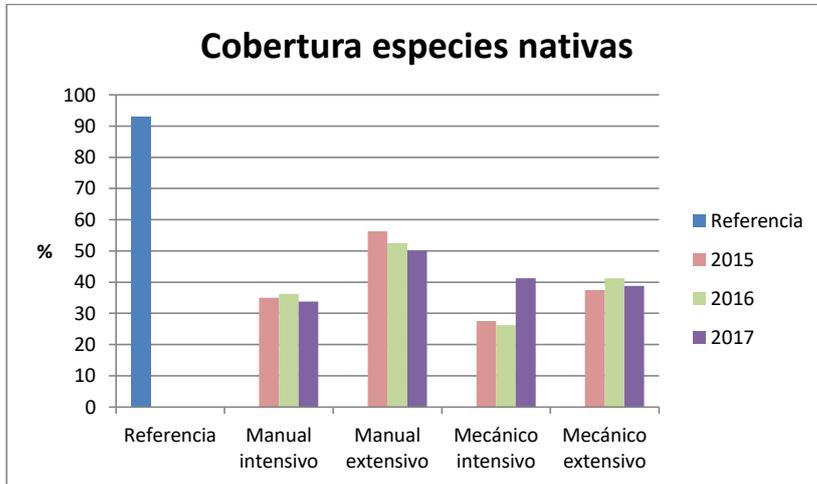


LIFE13 BIO/ES/1407

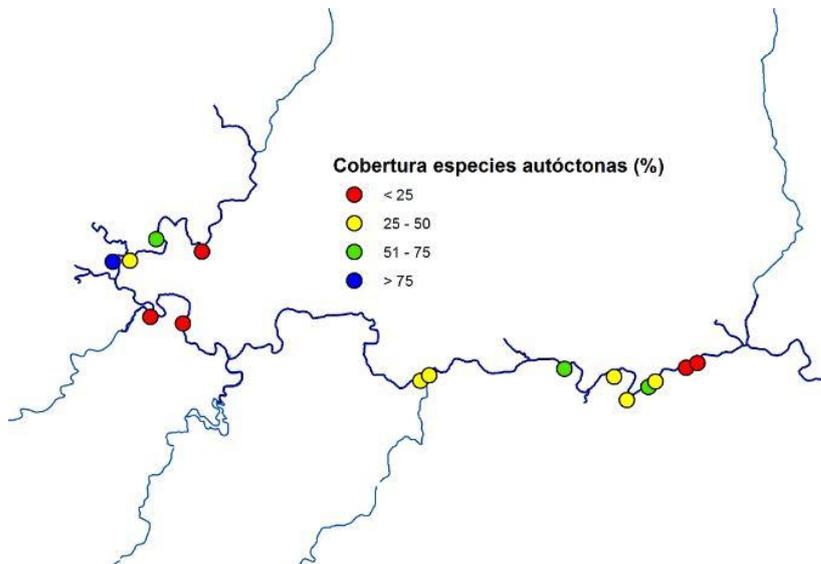


**Figura 3.1.5:** Evolución de la cobertura de especies exóticas en las EMEs comparando entre los muestreos iniciales y los realizados en el presente año 2017.

Si nos fijamos ahora en la cobertura de especies nativas (Figuras 3.1.6 y 3.1.7), vemos como no se puede observar un patrón fácilmente identificable. Si bien es cierto que la tendencia es a mantenerse, se ha encontrado un claro incremento de esta cobertura para las parcelas bajo tratamiento mecánico intensivo comparando con los muestreos iniciales (Figura 3.1.8). Aunque de nuevo existe mucha diferencia entre los niveles de cobertura de nativas de referencia y los encontrados en nuestras EMEs.



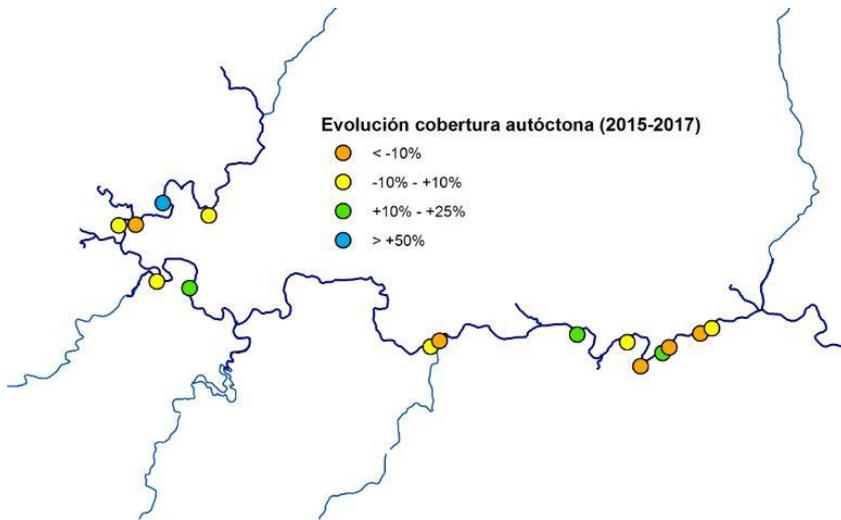
**Figura 3.1.6:** Gráficos comparativos de la cobertura de especies nativas en las EMEs entre los 3 años de muestreo, según la intensidad de los tratamientos. Así como la comparación con las estaciones de referencia muestreadas en el año inicial (2015)



**Figura 3.1.7:** Cobertura de especies nativas en las EMEs en los muestreos realizados en el presente año 2017.

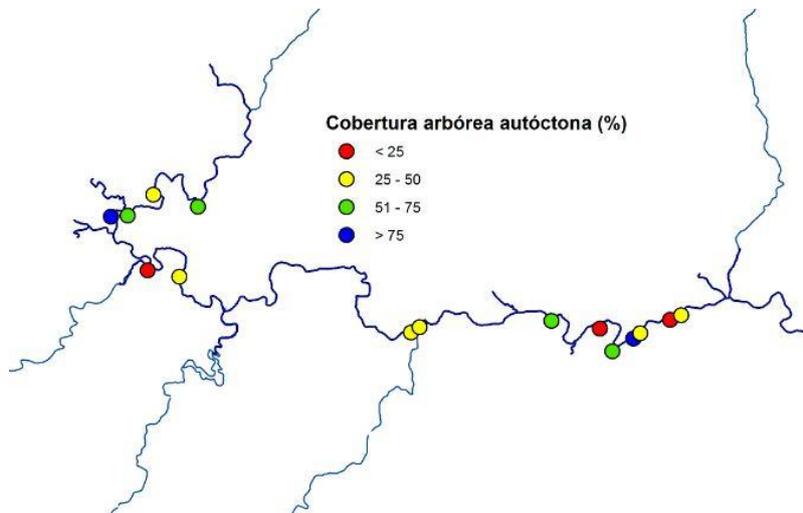


LIFE13 BIO/ES/1407



**Figura 3.1.8:** Evolución de la cobertura de especies autóctonas en las EMEs comparando entre los muestreos iniciales y los realizados en el presente año 2017.

Haciendo zoom en la cobertura de especies nativas, podemos observar como el devenir de la misma según el tipo de vegetación ha sido muy diferente. En ese sentido, teniendo en cuenta la cobertura de especies arbóreas en las EMEs, los valores varían entre el 25% y el 75% en la mayoría de las teselas (Figura 3.1.9).

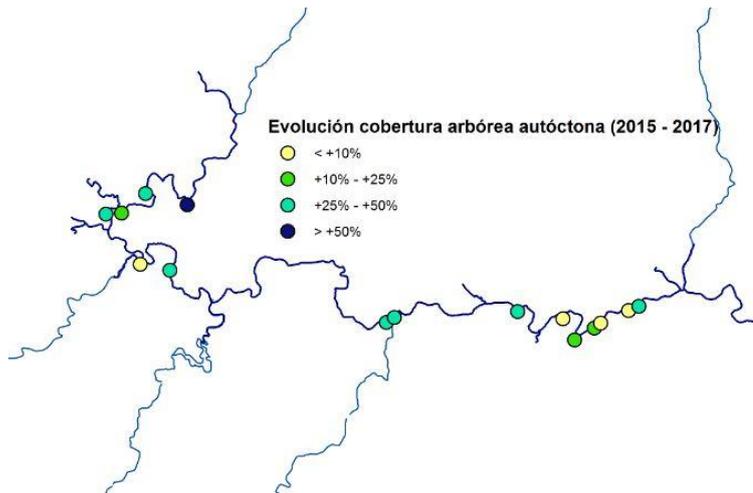


**Figura 3.1.9:** Cobertura de especies arbóreas nativas en las EMEs en los muestreos realizados en el presente año 2017.



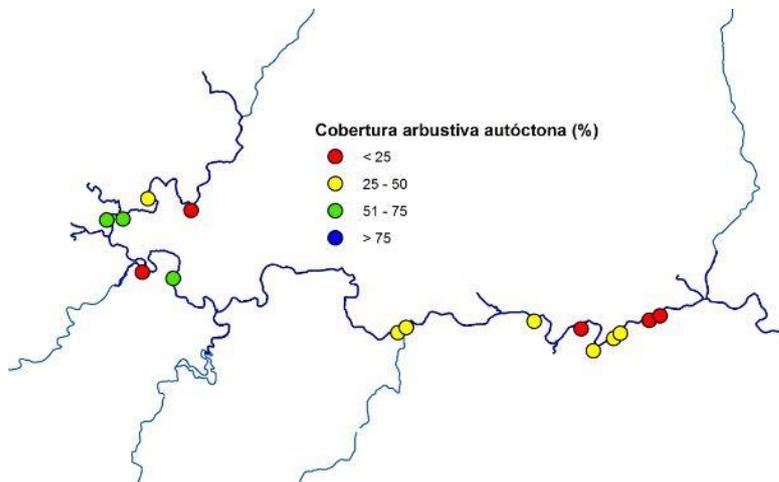
LIFE13 BIO/ES/1407

La evolución de este grupo de vegetación con respecto a los muestreos iniciales muestra como en general ha habido un aumento que en algunas teselas ha podido llegar a más del 50% (Figura 3.1.10).



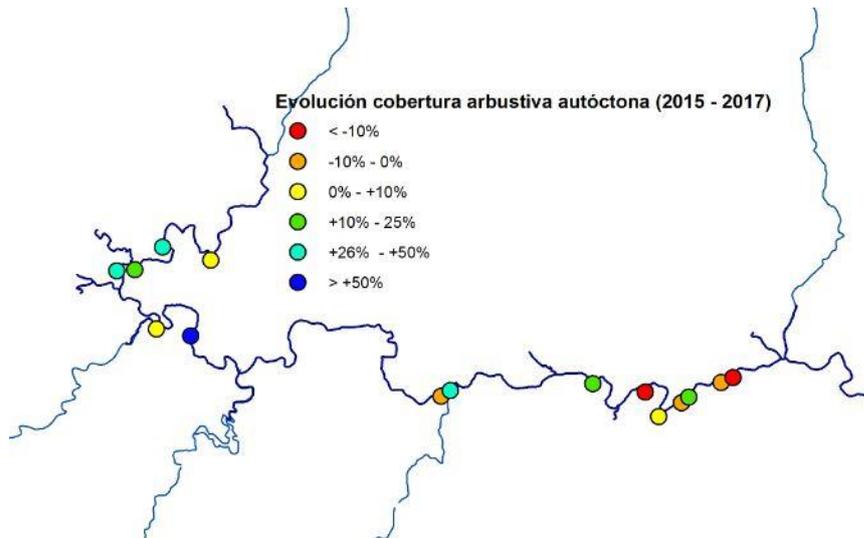
**Figura 3.1.10:** Evolución de la cobertura de especies autóctonas en las EMEs comparando entre los muestreos iniciales y los realizados en el presente año 2017.

En cuanto a la vegetación arbustiva (Figura 3.1.11) se observan proporciones que abarcan menos extensión de terreno que para las especies arbóreas.



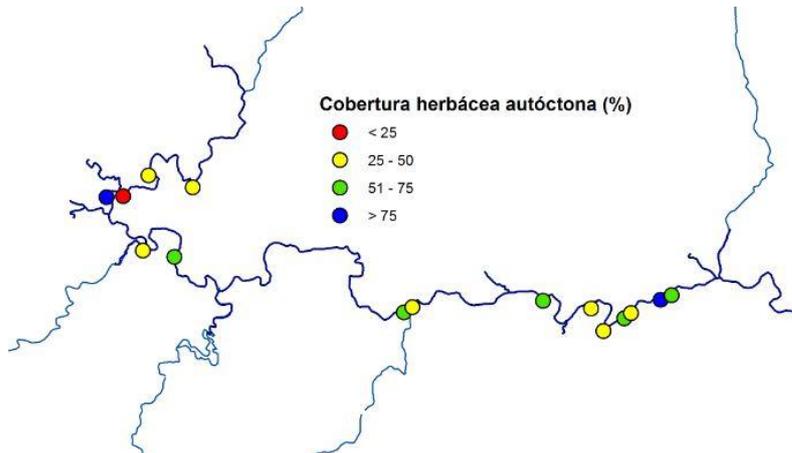
**Figura 3.1.11:** Cobertura de especies arbustivas nativas en las EMEs en los muestreos realizados en el presente año 2017.

La evolución de dicha cobertura ha tenido un comportamiento muy variado, encontrando incluso teselas donde su valor ha disminuido con respecto al principio del proyecto (Figura 3.1.12).



**Figura 3.1.12:** Evolución de la cobertura de especies arbustivas en las EMEs comparando entre los muestreos iniciales y los realizados en el presente año 2017.

Por último, para la cobertura de especies herbáceas tienden a ocupar una extensión mayor que los otros dos grupos de vegetación estudiados (3.1.13).



**Figura 3.1.13:** Cobertura de especies herbáceas nativas en las EMEs en los muestreos realizados en el presente año 2017.



El comentario anterior se ve ratificado cuando se examina la evolución de las especies herbáceas desde el año 2015 hasta la actualidad (Figura 3.1.14).

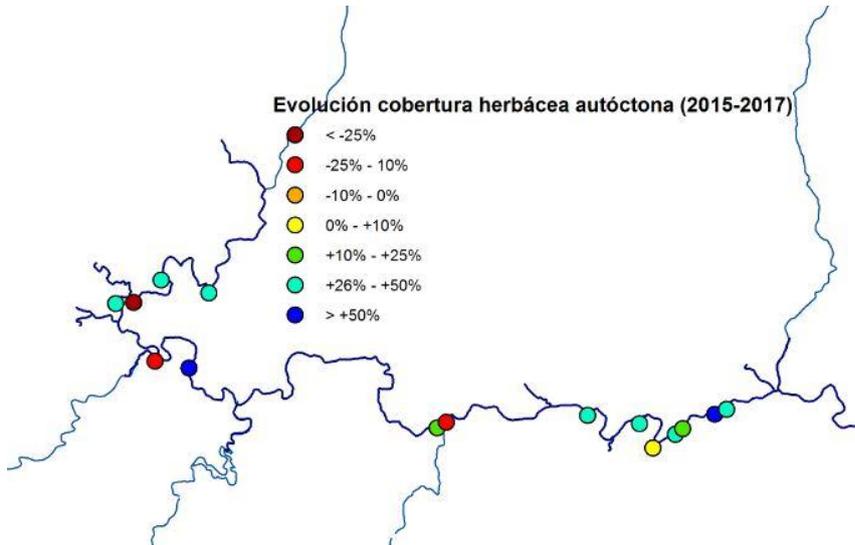


Figura 3.1.14: Evolución de la cobertura de especies herbáceas en las EMEs comparando entre los muestreos iniciales y los realizados en el presente año 2017.

### 3.2 Calidad de las riberas (RQI).

En este apartado se muestran los resultados obtenidos para cada uno de los componentes del Índice de Calidad Riparia (RQI), así como los valores globales resultantes.

#### 3.2.1.RQI 1: Dimensiones riparias

El primer apartado del RQI hace referencia a la extensión de terreno que ocupa la ribera del río. En ese sentido, debido a las características intrínsecas de la historia del río Segura, es complicado que este apartado pueda tener una buena valoración (Figura 3.2.1).



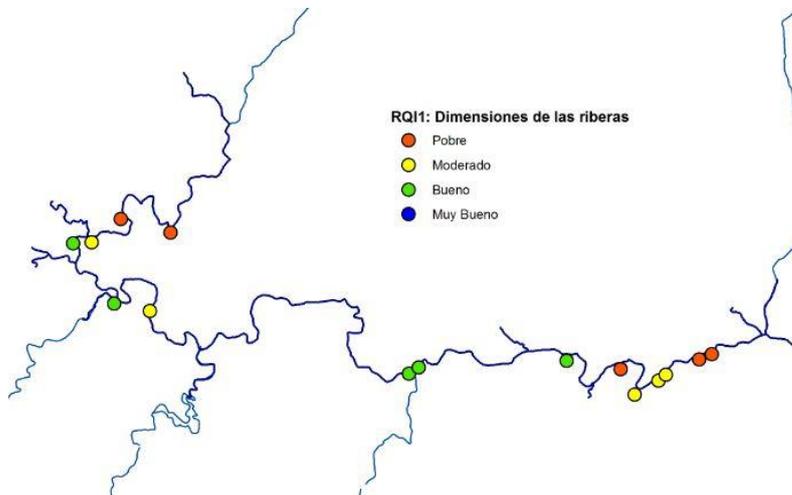


Figura 3.2.1: Valor cualitativo del primer apartado del RQI referente a las dimensiones de las riberas en el año 2017.

Por lo mismo que se ha comentado en el párrafo anterior, resulta realmente difícil que la evolución de este parámetro desde los inicios del proyecto pueda haber sufrido grandes cambios (Figura 3.2.2).

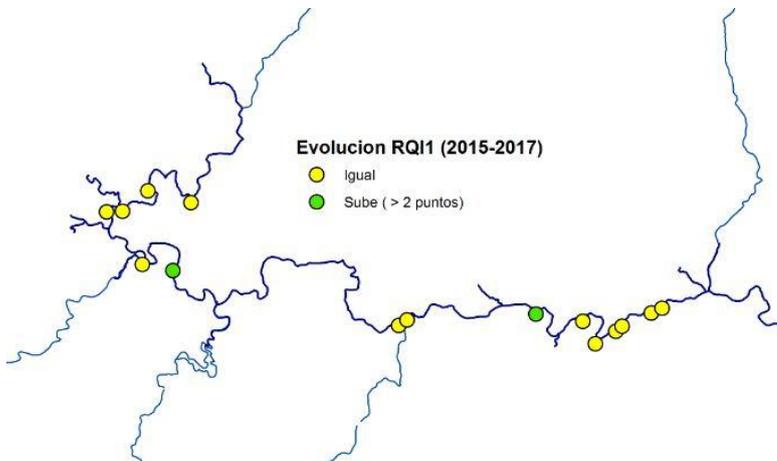
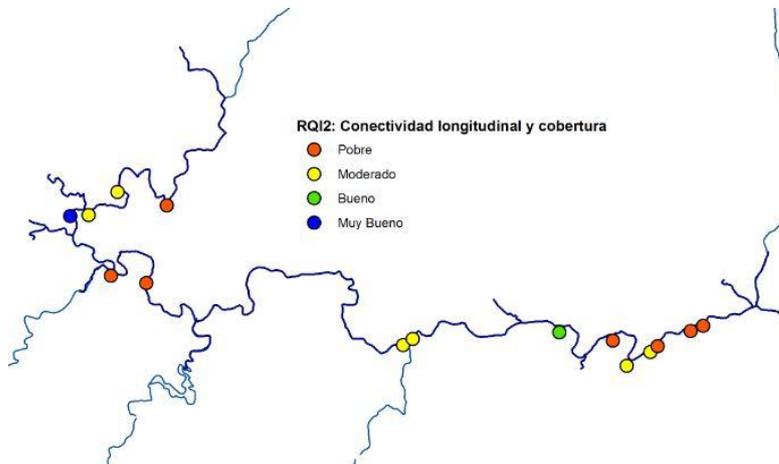


Figura 3.2.2: Evolución del valor del primer apartado del RQI referente a las dimensiones de las riberas en el año 2017 comparadas con el inicio del proyecto (2015).

### 3.2.2. RQI 2: Continuidad longitudinal y cobertura

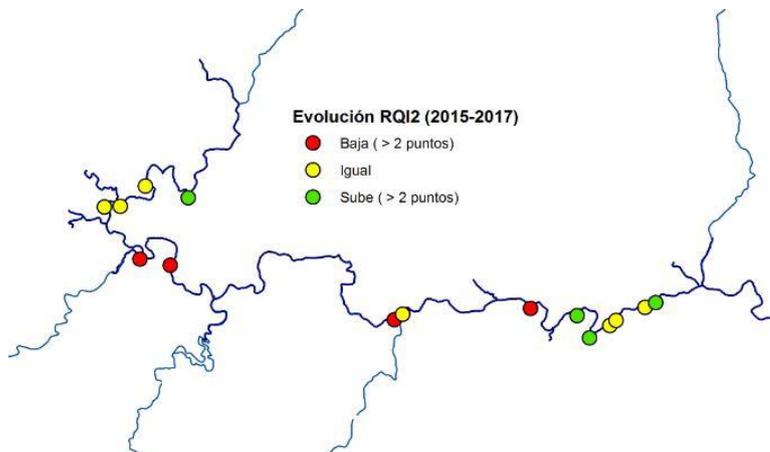
La conectividad longitudinal y la cobertura vegetal no ha conseguido llegar a valores aceptables, observándose como en la mayoría de las teselas el valor de este apartado rara vez alcanza la categoría de “Bueno” (Figura 3.2.3).





**Figura 3.2.3:** Valor cualitativo del segundo apartado del RQI referente a la conectividad longitudinal y cobertura de las riberas en el año 2017.

Observando la evolución de este apartado con respecto al inicio del proyecto (Figura 3.2.4), por lo general o se ha mantenido o ha subido. Llama la atención unas pocas teselas en las que este apartado ha sufrido una disminución.



**Figura 3.2.4:** Evolución del valor del segundo apartado del RQI referente a la conectividad longitudinal y cobertura de las riberas en el año 2017 comparadas con el inicio del proyecto (2015).

### 3.2.3. RQI 3: Composición y estructura



LIFE13 BIO/ES/1407

La composición y estructura de las EMEs sigue siendo en términos general deficiente. Ninguna de las teselas alcanza la categoría de “Bueno” (Figura 3.2.5).

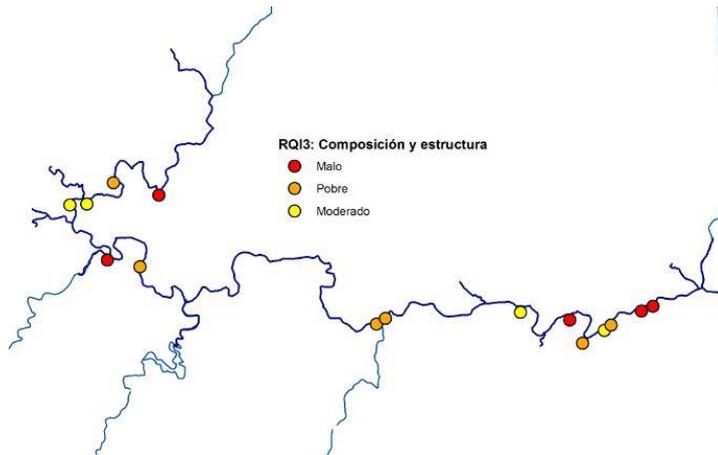


Figura 3.2.5: Valor cualitativo del tercer apartado del RQI referente a la composición y estructura de las riberas en el año 2017.

De hecho, estudiando la evolución de este parámetro, se observa que apenas hay modificaciones, quedando igual para casi todas las teselas en comparación con el año inicial (Figura 3.2.6).

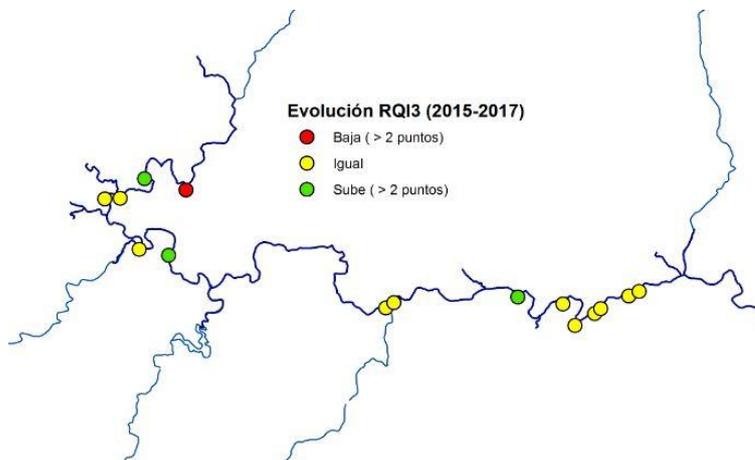
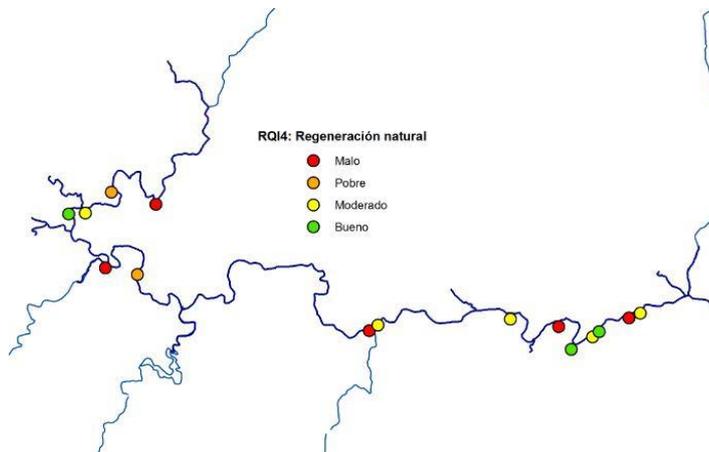


Figura 3.2.6: Evolución del valor del tercer apartado del RQI referente a la composición y estructura de las riberas en el año 2017 comparadas con el inicio del proyecto (2015).

## 3.2.4. RQI 4: Regeneración natural.

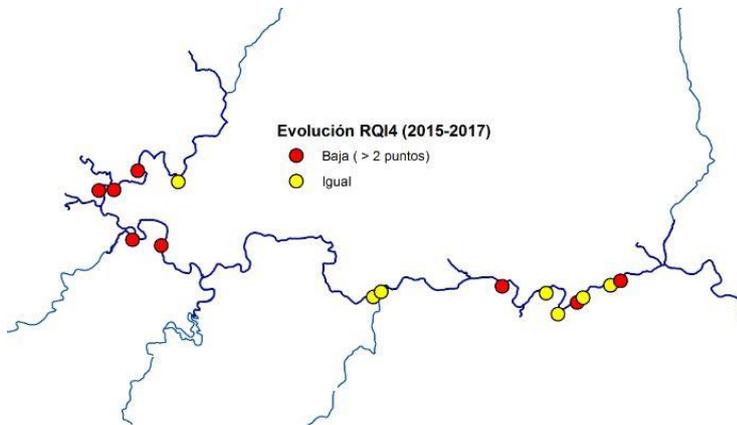
Quizás este sea el apartado en el que podemos encontrar un buen número de teselas con categoría “Buena”. Eso quiere decir que las especies vegetales riparias están consiguiendo regenerarse en dichas teselas (Figura 3.2.7).



**Figura 3.2.7:** Valor cualitativo del cuarto apartado del RQI referente a la regeneración natural en las riberas en el año 2017.

Sin embargo, al observar la evolución de este apartado vemos como la regeneración natural existente al inicio era mayor que en la actualidad (Figura 3.2.8). Posiblemente, las sucesivas cortas pueden estar eliminando de manera accidental ejemplares jóvenes. Además, la eliminación de sombra que pudiera ayudar a la germinación de ciertas especies puede que también esté dificultando esta regeneración.

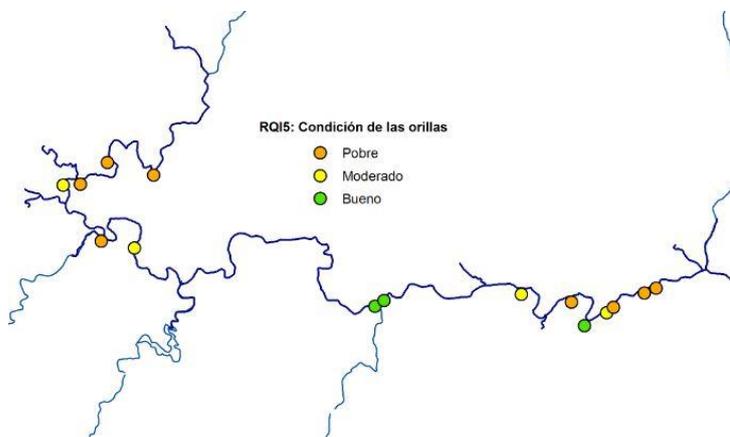




**Figura 3.2.8:** Evolución del valor del cuarto apartado del RQI referente a la regeneración natural en las riberas en el año 2017 comparadas con el inicio del proyecto (2015).

### 3.2.5. RQI 5: Condición de las orillas

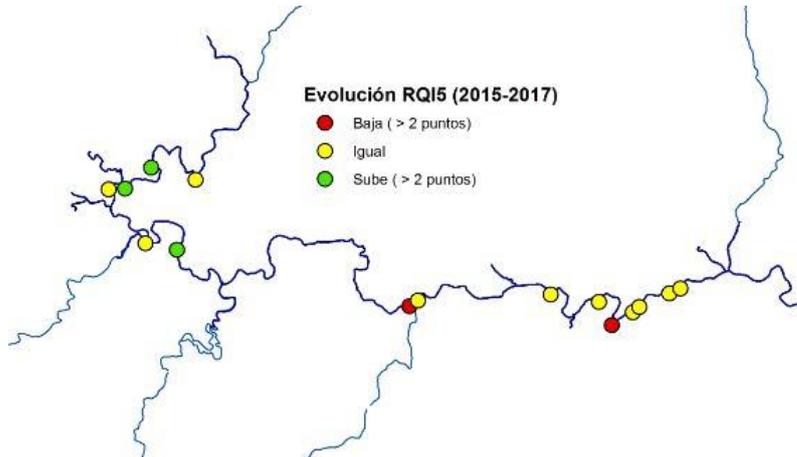
Generalmente, la condición de las orillas en las teselas estudiadas es “Pobre”. Eso no quita que si existen algunas teselas donde se pueden alcanzar valores de categoría “Bueno” (Figura 3.2.9).



**Figura 3.2.9:** Valor cualitativo del quinto apartado del RQI referente a la condición de las orillas en las riberas en el año 2017.

Este valor prácticamente se ha mantenido desde el inicio del proyecto. Aquellas teselas que han cambiado de categoría, lo han hecho para pasar a una mejor, siendo

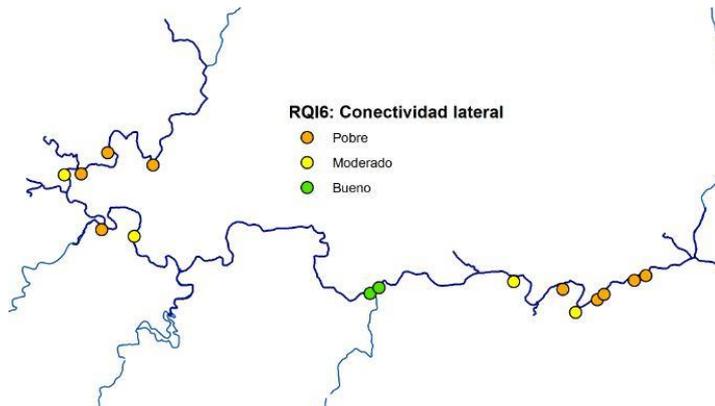
muy escasas las teselas que han disminuido de categoría en este apartado (Figura 3.2.10).



**Figura 3.2.10:** Evolución del valor del quinto apartado del RQI referente a la condición de las orillas en las riberas en el año 2017 comparadas con el inicio del proyecto (2015).

### 3.2.6. RQI 6: Conectividad lateral y régimen de inundación.

Si analizamos la conectividad lateral y el régimen de inundación de las EMEs, observamos como las categorías que más se repiten son “Pobre” y “Moderado”. Solamente en las teselas ubicadas en el Cañón de Almadenes se alcanza la categoría de “Bueno” (Figura 3.2.11).

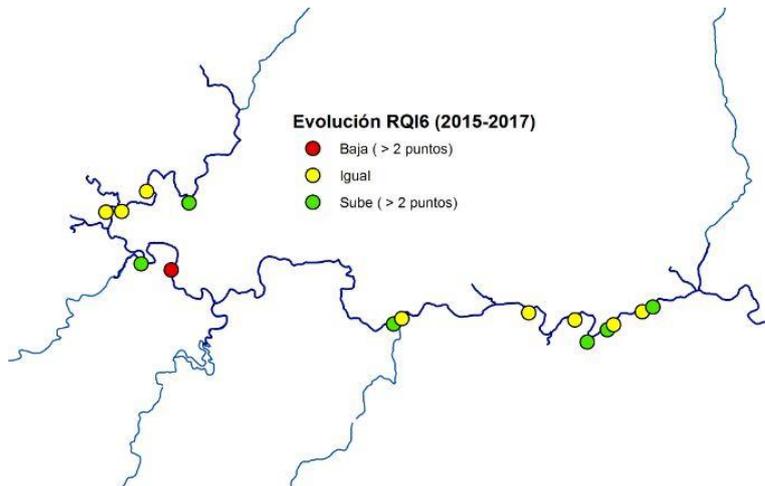


**Figura 3.2.11:** Valor cualitativo del sexto apartado del RQI referente a la conectividad lateral y al régimen de inundación de las EMEs en el año 2017.



LIFE13 BIO/ES/1407

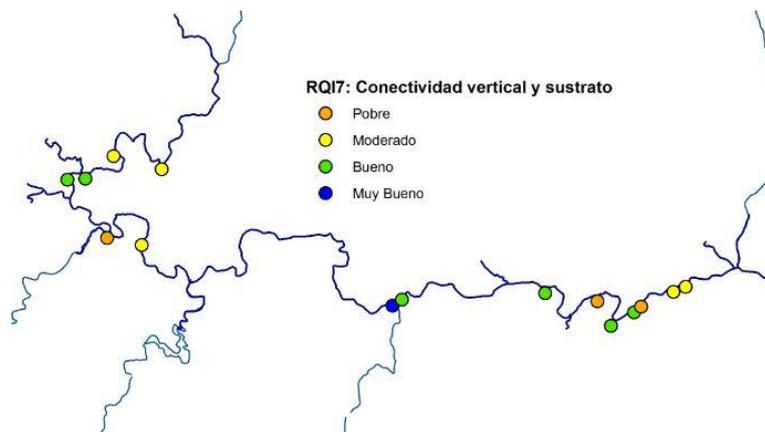
La evolución de este parámetro desde el inicio hasta el presente año ha sido o mantenerse o subir su puntuación (Figura 3.2.12).



**Figura 3.2.12:** Evolución del valor del sexto apartado del RQI referente a la conectividad lateral y régimen de inundación de las EMEs en el año 2017 comparadas con el inicio del proyecto (2015).

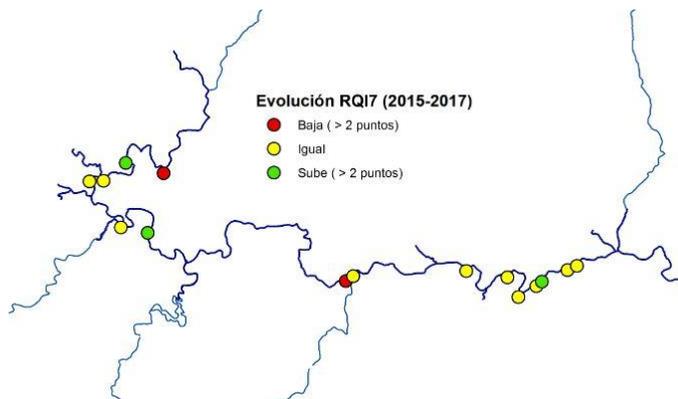
### 3.2.7. RQI 7: Conectividad vertical y sustrato.

Por último, en el apartado referente a la conectividad vertical y al sustrato de las EMEs si que podemos encontrar un mayor número de teselas que alcanzan las categorías de “Bueno” o “Muy Bueno” (Figura 3.2.13).



**Figura 3.2.13:** Valor cualitativo del séptimo apartado del RQI referente a la conectividad vertical y al sustrato de las EMEs en el año 2017.

La evolución de este apartado ha seguido una tendencia a mantenerse, por lo que ya en el inicio del proyecto, las características que evalúan positivamente a este apartado ya tenían una buena valoración (Figura 3.2.14).

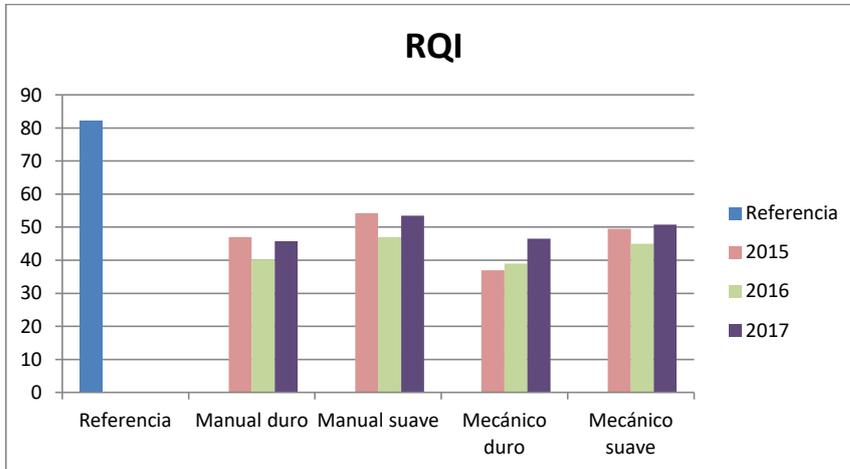


**Figura 3.2.14:** Evolución del valor del séptimo apartado del RQI referente a la conectividad vertical y al sustrato de las EMEs en el año 2017 comparadas con el inicio del proyecto (2015).

### 3.2.8. Calidad de hábitat: valor global RQI.

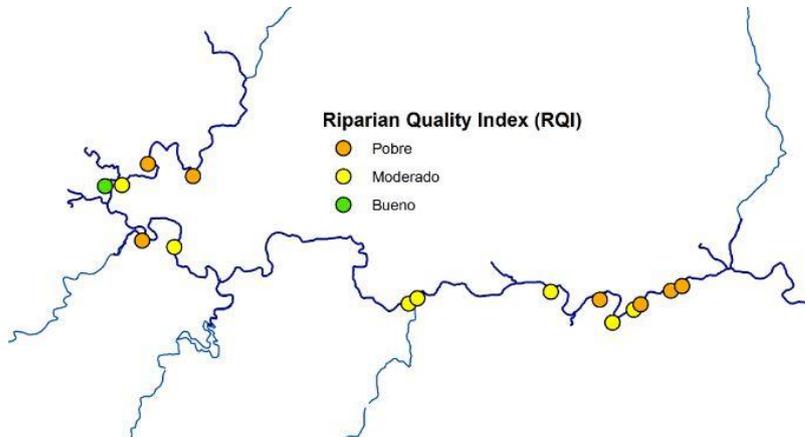
Uno de los resultados que se extrajeron del informe del año anterior era que se había observado una pequeña disminución en el valor total del RQI de manera general en las EMEs. En aquel entonces se justificó por la cercanía de las primeras cortas. A partir de ese momento, las sucesivas actuaciones de corta han sido realizadas con mayor cuidado lo que ha reportado una recuperación del valor global del RQI en muchas de las teselas (Figura 3.2.15). Cabe esperar que la futura disminución de las densidades de caña derivadas de las próximas cortas, y el previsible crecimiento de la vegetación nativa plantada, se traduzcan en un incremento futuro en los valores de este índice.





**Figura 3.2.15:** Gráficas de evolución del valor global del RQI según el tipo de tratamiento en los tres años de estudio.

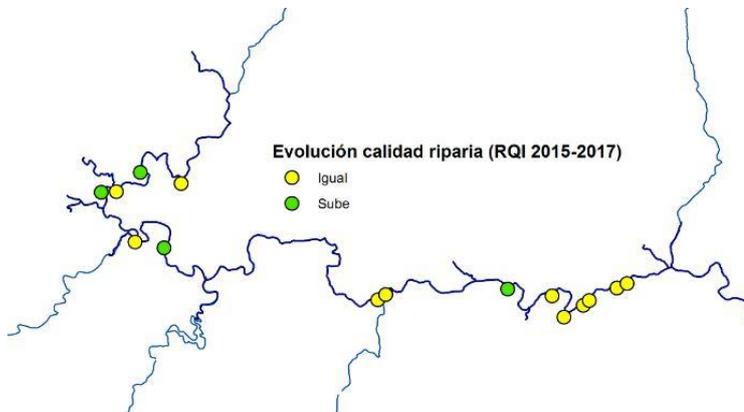
Observando las teselas de manera pormenorizada, podemos ver como esa pequeña recuperación de la calidad de las riberas aun no es suficiente como para poder alcanzar las categorías de mayor valoración (Figura 3.2.16).



**Figura 3.2.16:** Estado actual de las EMEs con la categoría del RQI que ameritan en el último muestreo del año 2017.

De hecho, aunque la Figura 3.2.15 nos mostraba una evolución positiva en términos numéricos de este índice, no se ha traducido en cambios de categoría desde el inicio del proyecto (Figura 3.2.17).



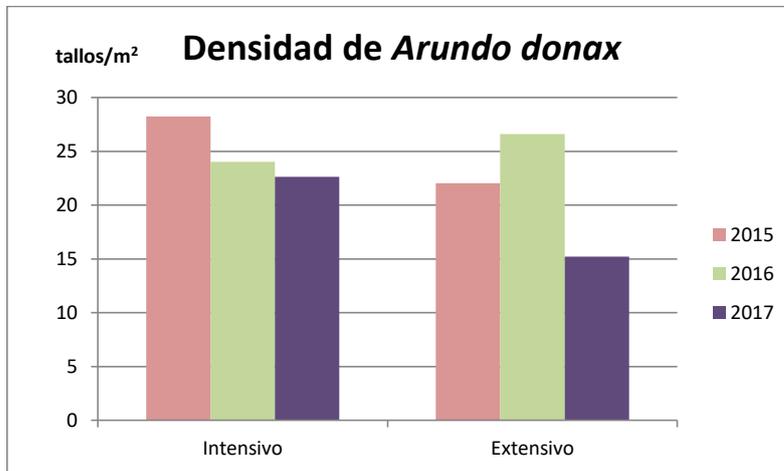


**Figura 3.2.17:** Evolución de los valores cualitativos del RQI en las EMEs desde el inicio del proyecto (año 2015) hasta la actualidad (año 2017).

### 3.3 Densidad y altura de la caña (*Arundo donax*).

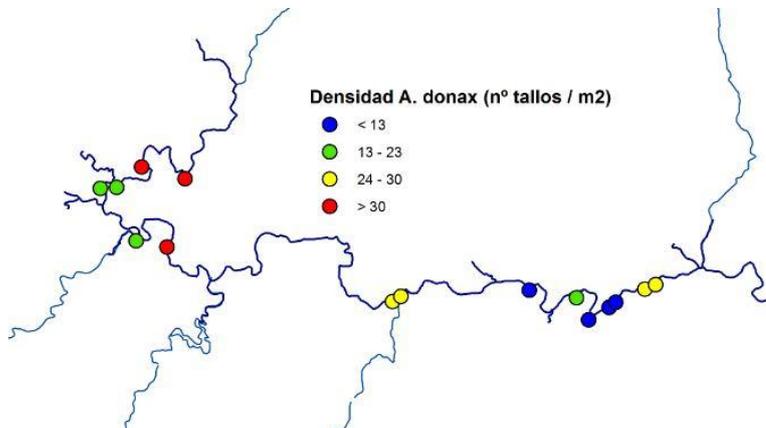
Como ya se ha comentado en anteriores informes, *Arundo donax* es una especie con un marcado carácter oportunista. Esto es debido entre otras características por la gran capacidad de rebrote que tiene. Las primeras cortas provocaron el rebrote con un mayor número de tallos de los que había antes. Este comportamiento era esperable y de nuevo se ha podido comprobar sobre todo en aquellas parcelas con tratamientos intensivos. El incremento en las frecuencias de cortas deriva en un aumento del rebrote. Estos nuevos tallos suelen aparecer en una densidad mayor pero con menor vigorosidad. Es por ello que se puede observar como la mayor disminución de la densidad de caña se ha producido en aquellas parcelas donde las cortas están más espaciadas en el tiempo (Figura 3.3.1). El someter a la caña a cortas más espaciadas provoca que el rebrote sea más individualizado viéndose reflejado en las menores densidades de caña que muestran los tratamientos extensivos frente a los intensivos.





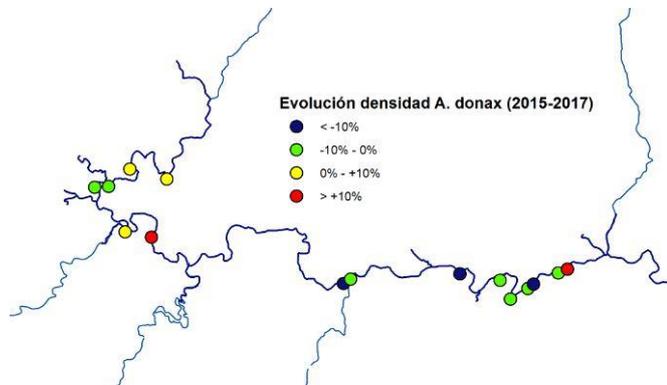
**Figura 3.3.1:** Valores de densidad de Arundo donax según tipología de tratamiento (Intensivo o Extensivo) para los tres años de proyecto.

Observando los valores de cada EME, vemos como son pocas las teselas que sobrepasan los 30 tallos por m<sup>2</sup> (Figura 3.3.2), hecho que era muy común antes del inicio del proyecto, lo cuál concuerda con los valores mostrados por la Figura 3.3.1.



**Figura 3.3.2:** Valores de densidad de Arundo donax en cada una de las EMEs.

La figura 3.3.3 nos muestra la evolución de estas densidades desde el inicio del proyecto y podemos observar como lo normal es que se hayan visto reducidas. En algunos casos esta reducción ha estado por encima del 10%.



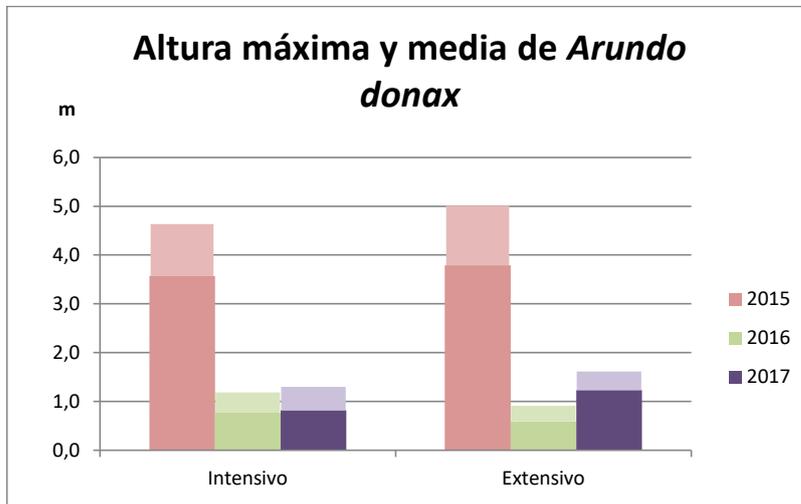
**Figura 3.3.3:** Evolución de los valores de densidad de Arundo donax en cada una de las EMÉs.

Si analizamos la altura máxima y media de los tallos de caña (Figura 3.3.4), vemos como en las teselas con tratamientos intensivos, la altura máxima de las cañas apenas sobrepasaba el metro, sin embargo, en aquellas teselas con las cortas más espaciadas, las cañas podían alcanzar casi los 2 metros de altura.

Se puede observar un descenso de manera genérica de la cobertura de caña en las diferentes parcelas con distinto tipo de tratamiento. Si parece que en los tratamientos de carácter intensivo el descenso de la cobertura de exóticas ha sido más notable que en las de carácter extensivo. En cualquier caso, todavía queda mucho trabajo para conseguir alcanzar los niveles de cobertura de especies exóticas de las EREs.

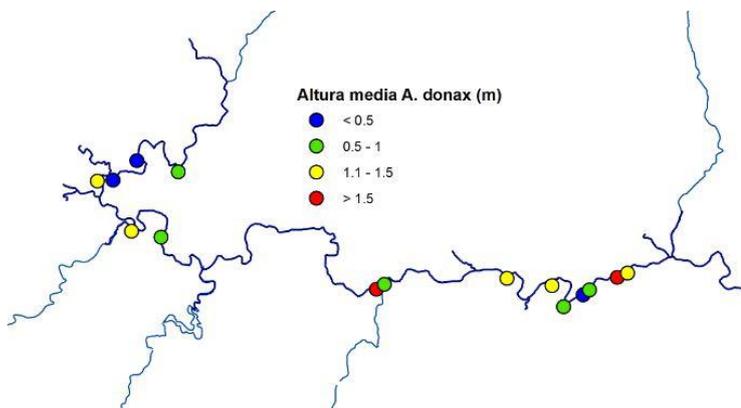
En cualquier caso, si que se está observando una reducción general de la altura de la caña tras dos años de tratamientos continuados. Aun así, este dato no debería desligarse del gráfico anterior. Solamente una reducción en la densidad de tallos influiría de manera notoria en la recuperación ecológica de la ribera.





**Figura 3.3.4:** Valores promedios de altura máxima y mínima según la naturaleza de los tratamientos, y para los tres años de proyecto.

Promediando la altura de la caña para cada una de las teselas (Figura 3.3.5), vemos como son poco los casos en los que se le permite crecer por encima de 1,5 metros de altura, manteniendo siempre alturas que minimizan el daño por competencia a otros elementos riparios nativos o plantados en cada una de las EMEs.



**Figura 3.3.5:** Valores promedios de altura de los tallos de *Arundo donax* en cada una de las EMEs.

### 3.4. Resumen variables vegetales y de calidad de la ribera

A modo de resumen (Figura 3.4.1), podemos decir que la riqueza de especies vegetales se ha visto aumentada de manera general desde el inicio del proyecto hasta la actualidad. Esta afirmación, sin embargo, no se puede decir para otras variables como la calidad de la ribera (Riparian Quality Index – RQI) o la densidad de caña. En el caso de estas dos variables, los resultados han ido oscilando a lo largo de los años en torno a un punto medio sin que se haya visto un incremento o disminución clara de los valores con el paso del tiempo.

Al contrario de las variables anteriores, la altura media de la caña si que se ha visto reducida claramente. Está reducción ya fue acusada después del primer año de tratamientos, habiéndose mantenido en el segundo año.

En cuanto a la evolución de la cobertura de especies nativas, se puede decir que se ha mantenido igual. Los promedios de las diferentes teselas obtenidos para esta variable apenas varían. Sin embargo, para la cobertura de especies exóticas si que se ha observado una tendencia a disminuir sus valores según pasan los años.

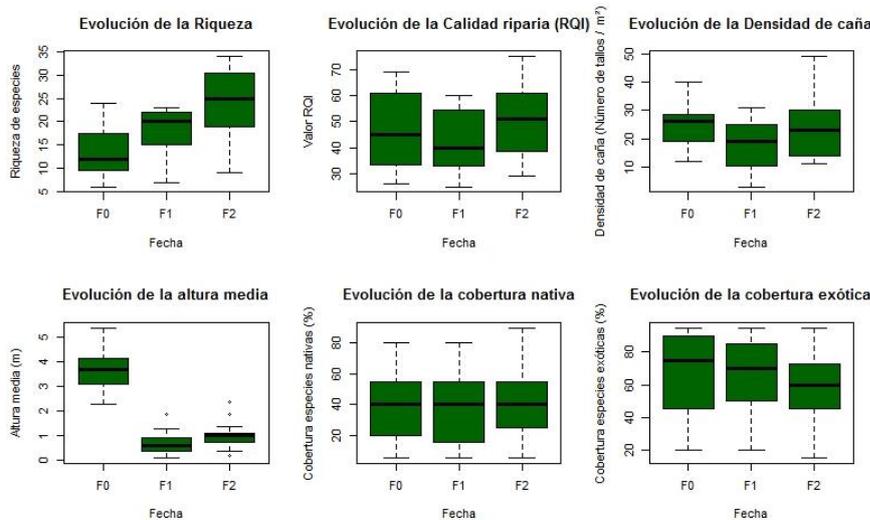


Figura 3.4.1: Box-plots que muestran la evolución de las principales variables relacionadas con la vegetación de ribera y la calidad riparia.



## 3.5. Calidad del agua

Respecto al seguimiento de la calidad de las aguas, cabe recordar que en el informe de seguimiento del año 2016 se incluyeron cinco nuevas estaciones con el objetivo de tener un seguimiento más preciso desde el punto de vista espacial de las actuaciones de restauración sobre la calidad del agua. Estas estaciones se han mantenido durante este año, siendo en concreto las correspondientes con las teselas: Puente Calasparra (tesela 57), Arrozales de Calasparra (tesela 23), Hoya García (tesela 67) y dos tramos del río Segura próximos a Cieza (teselas 48 y 51).

En cuanto a los valores de calidad de agua, se observa en general una disminución de los valores de conductividad, nitratos y de sólidos en suspensión (Tabla 3.5.1), lo que redundará en una mejora de la calidad de las aguas respecto a 2016, donde estos parámetros habían aumentado por las actuaciones de corta y revegetación. La reducción más importante en la concentración de nitratos se ha producido en el tramo de los arrozales del Cortijo del Bayo (tesela 4) y en la Presa de Cañaverosa (Ref 2). En todas las estaciones la concentración de nitratos disueltos en el agua se encuentra por debajo de los 5 mg/l, lo que indica una calidad del agua muy buena (Real Decreto 817/2015\*). Las mayores concentraciones se registran en la desembocadura del río Moratalla (4,9 NO<sub>3</sub>mg/l), al igual que los valores más altos de conductividad (1035 µS/cm),

Las Figuras 3.5.1, 3.5.2, 3.5.3 y 3.5.4 muestran de manera gráfica los valores de Nitratos, Conductividad, Sólidos Totales en Suspensión y Sólidos Volátiles, en cada una de las EMEs.

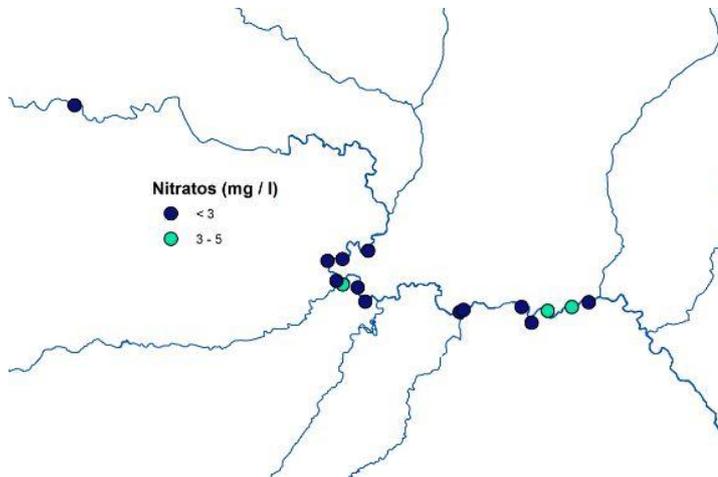


Figura 3.5.1: Concentración de nitratos en cada una de las EMEs, 2017.

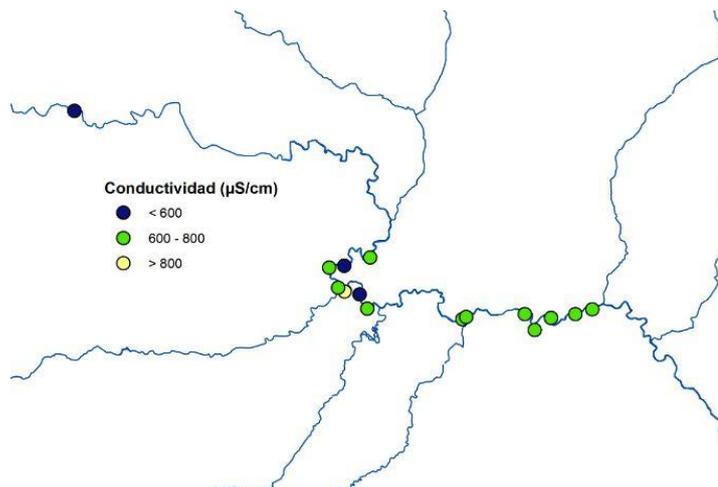


Figura 3.5.2: Conductividad en cada una de las EMEs, 2017.

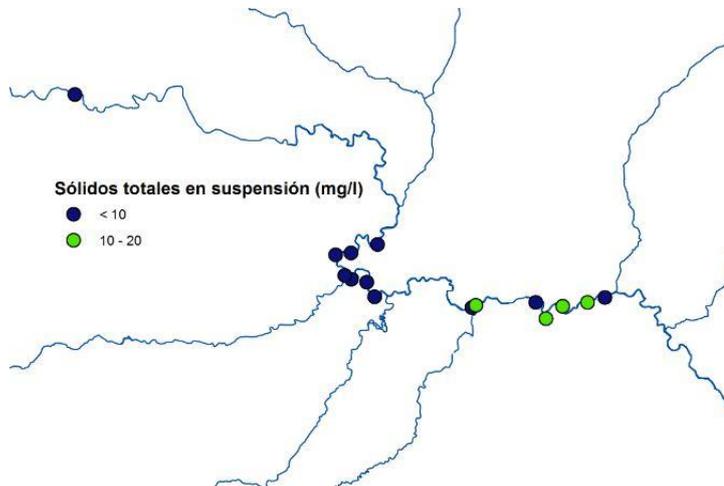


Figura 3.5.3: Sólidos Totales en Suspensión (STS) en cada una de las EMEs, 2017.

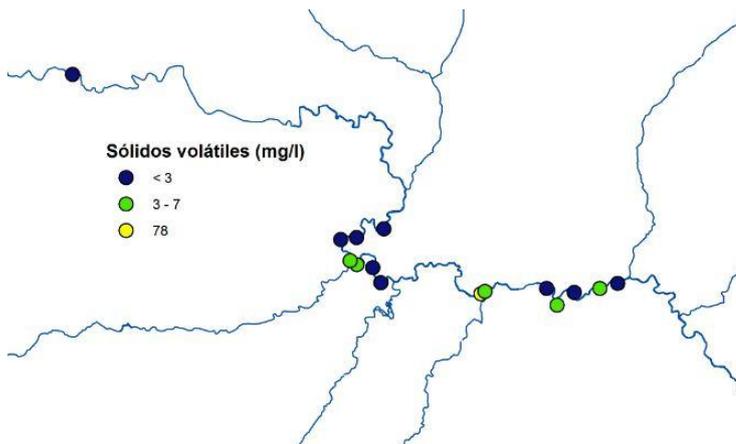


Figura 3.5.4: Sólidos Volátiles (SV) en cada una de las EMEs, 2017.

Tabla 3.5.1: Valores de las variables fisicoquímicas del agua medidas en 2017 a lo largo del tramo de estudio.

Id estación	Nombre sitio	Tipo río	NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	NO <sub>3</sub> (mg/l)	Conductividad (μS/cm)	STS (mg/l)	SV (mg/l)
REF1	Cortijo de Hajar	16	0,2	0,9	375	2,40	1,20
4	Arrozales cortijo del Bayo	16	0,6	2,7	642	3,40	2,20
REF2	Presa	16	0,3	1,3	593	2,60	1,80



Id estación	Nombre sitio	Tipo río	NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	NO <sub>3</sub> (mg/l)	Conductividad (μS/cm)	STS (mg/l)	SV (mg/l)
Cañaverosa							
13	Cortijo Cañaverosa	16	0,4	1,8	601	1,80	2,00
REF3	Huertecica	16	0,4	1,8	632	2,00	7,00
19	Desemb Moratalla	9	1,1	4,9	1035	1,40	6,40
23	Arrozales Calasparra	16	0,5	2,2	512	1,40	0,80
57	Pte Calasparra	16	0,4	1,8	663	8,40	1,40
35	Soto Maestra	16	0,6	2,7	748	6,20	78,80
37	Soto Mulata	16	0,6	2,7	736	11,40	5,20
39	Río Muerto	14	0,5	2,2	783	9,60	2,80
REF4	La Veredilla	14	0,6	2,7	785	17,20	4,40
41	La Torre	14	0,8	3,5	760	15,00	1,80
48	Segura cerca Cieza1	14	0,8	3,5	774	18,64	4,66
51	Segura cerca Cieza2	14	0,5	2,2	794	9,40	2,40

*\*Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental.*

### 3.6. Macroinvertebrados acuáticos

En la tercera campaña de muestreo se han registrado 57 familias de macroinvertebrados acuáticos y 3 taxones de rango superior a familia (Hidracarina, Oligochaeta y Ostracoda). En total 9 más que en la campaña anterior. La Figura 3.6.1 muestra el número de familias de cada EME. De entre ellos, 44 pertenecen al orden insectos, 4 son crustáceos, 9 moluscos, 1 ácaro, 1 planaria y 1 oligoquetos (Anexo III). Los órdenes con mayor riqueza taxonómica fueron Efemerópteros y Dípteros, con 9 familias cada uno; Coleópteros con 8 familias y Tricópteros y Gasterópodos con 7 familias cada uno. La abundancia total también se ha incrementado con respecto a la campaña anterior en cerca de un centenar de individuos, manteniéndose los Efemerópteros, Dípteros y Coleópteros como los órdenes más abundantes, con



Ephemerellidae y Baetidae, dentro de Efemerópteros, e Hydropsychidae, dentro de Tricópteros, como las familias más abundantes.

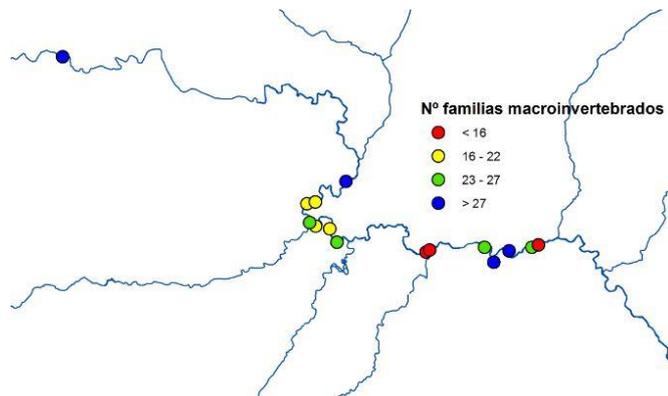


Figura 3.6.1: Número de familias de macroinvertebrados acuáticos a lo largo del área de estudio.

Respecto a las especies de coleópteros (24) y hemípteros acuáticos (11), se ha producido un incremento de 5 y 3 especies respecto a la campaña anterior. Se mantiene el nº de especies (9) de moluscos acuáticos encontradas (Tabla 3.6.1). En coleópteros, no se han capturado *Agabus biguttatus*, *Nebrioporus clarkii* y *Berosus hispanicus*. Sí se han encontrado por primera vez en los muestreos: *Bidessus minutissimus*, *Haliphus lineatocollis*, *H. obliquus*, *Laccobius sinuatus*, *L. gracilis*, *Limnebius maurus* y *Esolus parallelepipedus*. Con respecto a los hemípteros, no aparecieron en esta campaña, *Sigara lateralis*, *Nepa cinérea* e *Hydrometra stagnorum*, pero sí se ha detectado, como nueva para el estudio, *Velia noualhieri iberica*, *Microvelia pygmaea*, *Gerris argentatus*, *G. thoracicus* y *Anisops sardeus*.

Tabla 3.6.1: Especies de moluscos acuáticos, coleópteros y hemípteros registradas en las estaciones de referencia y monitoreo a lo largo del tramo de estudio en el año 2017.

Clase	Orden	Familia	Especie
BIVALVA	Veneroidea	Corbiculidae	<i>Corbicula fluminea</i> (Müller, 1774)
GASTROPODA	Basommatophora	Ancylidae	<i>Ancylus fluviatilis</i> O.F. Müller, 1774
GASTROPODA	Basommatophora	Lymnaeidae	<i>Galba truncatula</i> (O.F. Müller, 1774)



Clase	Orden	Familia	Especie
GASTROPODA	Basommatophora	Lymnaeidae	<i>Radix balthica</i> (Linnaeus, 1758)
GASTROPODA	Basommatophora	Physidae	<i>Haitia acuta</i> (Draparnaud, 1805)
GASTROPODA	Basommatophora	Planorbidae	<i>Gyraulus laevis</i> (Alder, 1838)
GASTROPODA	Neotaenioglossa	Hydrobiidae	<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (J.E. Gray, 1843)
GASTROPODA	Neotaenioglossa	Melanopsidae	<i>Melanopsis lorcana</i> Guirao, 1854
GASTROPODA	Neritimorpha	Neritidae	<i>Theodoxus fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)
INSECTA	Coleoptera	Dryopidae	<i>Dryops gracilis</i> (Karsch, 1881)
INSECTA	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Agabus didymus</i> (Olivier, 1795)
INSECTA	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Agabus ramblae</i> Millán & Ribera, 2001
INSECTA	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Bidessus minutissimus</i> (Germar, 1824)
INSECTA	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Hydroglyphus geminus</i> (Fabricius, 1792)
INSECTA	Coleoptera	Elmidae	<i>Elmis maugetii</i> Latreille, 1798
INSECTA	Coleoptera	Elmidae	<i>Esolus parallelepipedus</i> Müller, P.W.J., 1806
INSECTA	Coleoptera	Elmidae	<i>Limnius intermedius</i> Fairmaire, 1881
INSECTA	Coleoptera	Elmidae	<i>Oulimnius troglodytes</i> (Gyllenhal, 1827)
INSECTA	Coleoptera	Elmidae	<i>Normandia sodalis</i> (Erichson, 1847)
INSECTA	Coleoptera	Gyrinidae	<i>Aulonogyrus striatus</i> (Fabricius, 1792)
INSECTA	Coleoptera	Gyrinidae	<i>Gyrinus distinctus</i> aubé, 1836
INSECTA	Coleoptera	Gyrinidae	<i>Gyrinus urinator</i> Illiger, 1807
INSECTA	Coleoptera	Gyrinidae	<i>Orectochilus villosus</i> (Müller, 1776)
INSECTA	Coleoptera	Haliplidae	<i>Halipus mucronatus</i> (Stephens, 1832)
INSECTA	Coleoptera	Haliplidae	<i>Halipus lineatocollis</i> (Marsham, 1802)
INSECTA	Coleoptera	Haliplidae	<i>Halipus obliquus</i> Fabricius, 1787
INSECTA	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Coelostoma hispanicum</i> Küster, 1848
INSECTA	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Helochares lividus</i> (Forster, 1771)
INSECTA	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Laccobius gracilis</i> Motschulsky, 1855



Clase	Orden	Familia	Especie
INSECTA	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Laccobius sinuatus</i> Motschulsky, 1849
INSECTA	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Limnebius maurus</i> Balfour Browne, 1978
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)
INSECTA	Hemiptera	Notonectidae	<i>Anisops sardeus</i> (Herrich-Schaeffer, 1849)
INSECTA	Hemiptera	Notonectidae	<i>Notonecta maculata</i> Fabricius, 1794
INSECTA	Hemiptera	Veliidae	<i>Microvelia pygmaea</i> (Dufour, 1833)
INSECTA	Hemiptera	Veliidae	<i>Velia caprai caprai</i> (Tamanini, 1947)
INSECTA	Hemiptera	Veliidae	<i>Velia noualhieri iberica</i> Tamanini, 1968

Nuevamente, aparecen *Melanopsis lorcana* y *Gyraulus laevis*. El primero es endemismo del sureste ibérico, catalogado como vulnerable por la UICN (VU A4ac; B2b (i,ii,iii,iv)). También aparece en el Atlas y Libro Rojo de los Invertebrados amenazados de España (Especies Vulnerables) (Verdú et al., 2011). *G. laevis* está catalogado como “casi amenazado” (NT) en el Atlas y libro rojo de los moluscos de Castilla-La Mancha (Bragado et al., 2010), aunque sigue siendo relativamente abundante en el área de estudio.

Tampoco se han encontrado las 5 especies de bivalvos autóctonos que se citan en la Región de Murcia (1 uniónido y 4 esféridos). En cambio, las especies exóticas *Corbicula fluminea* (almeja asiática) y *Potamopyrgus antipodarum* vuelven a aparecer, Ambas especies son bastante habituales en el tramo de estudio, incluidas algunas zonas de referencia, pareciendo estar en expansión, en particular la Almeja asiática. También vuelve a detectarse la presencia del cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*), confirmándose su presencia en la práctica totalidad del tramo de estudio.

La comunidad de coleópteros y hemípteros (Figura 3.6.2), aunque se ha visto incrementada en el número de especies, sigue estando formada,



mayoritariamente, por especies oportunistas y de amplia distribución. Vuelve a destacar, por su distribución más restringida, la presencia de *Agabus ramblae*, un iberoafricanismo con preferencia por cauces someros con cierto grado de mineralización (Millán et al., 2014). También merece la pena mencionar la detección de *Velia noualhierii iberica*, pues constituye una nueva cita para la Región de Murcia.

**Comentario [AMS1]:** Atlas de los escarabajos ibéricos

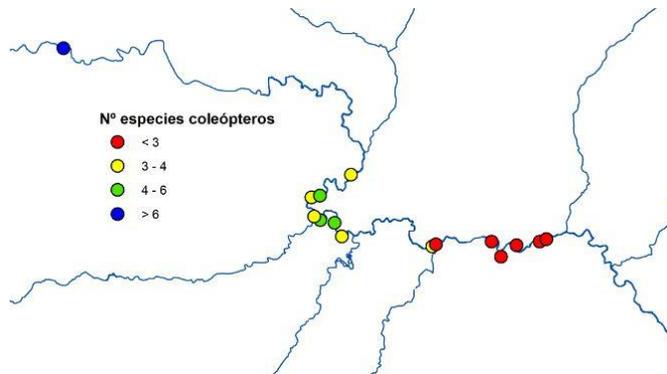


Figura 3.6.2: Riqueza de especies de coleópteros acuáticos a lo largo del área de estudio.

Los resultados de la aplicación del índice biótico IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party, (Alba-Tercedor, 1986) (Tabla 3.6.2) muestran, con respecto a campañas anteriores, el mantenimiento o la mejora en los valores de calidad en todas las estaciones de muestreo. En concreto sube de “moderado” o “bueno” a “muy bueno” en cinco estaciones, la mayoría situadas en las zonas bajas del tramo de estudio. Solo en las estaciones Soto Maestra (35) y Soto Mulata (37) se mantiene la clase de “moderado”, siendo por tanto los puntos que peor calidad presentan, probablemente como consecuencia del embalsamiento producido por la frecuente entrada de agua al embalse de Almadenes, situado aguas abajo, pero muy cerca de estas dos estaciones (Figura 3.6.3).

Tabla 3.6.2: Abundancia y riqueza de familias de macroinvertebrados acuáticos, así como el valor del índice IBMWP obtenido y su correspondiente estado de calidad en las estaciones de referencia y monitoreo durante 2017.

Estación	TIPO RIO	Fecha	nº IND	Nº FAM	IBMWP	IBMWP /REF	ESTADO
REF1 Cortijo Híjar	16	06/06/2017	120	29	198	1,05	MUY BUENO
4 Arrozales	14	02/05/2017	108	31	127	0,93	BUENO



Cortijo Bayo							
57 Pte. Calasparra	16	11/05/2017	164	26	133	0,98	MUY BUENO
REF2 Presa Cañaverosa	16	25/05/2017	83	21	98	0,72	BUENO
13 Cortijo Cañaverosa	16	25/05/2017	80	20	105	0,77	BUENO
REF3 Huertecica	16	25/05/2017	93	27	116	0,,85	BUENO
19 Desemboc. Moratalla	9	06/06/2017	80	22	95	0,50	BUENO
23 Arrozales Calasparra	16	06/06/2017	82	21	95	0,70	BUENO
35 Soto Maestra	16	11/05/2017	79	15	52	0,38	MODERADO
37 Soto Mulata	16	11/05/2017	39	12	50	0,37	MODERADO
39 Río Muerto	14	11/05/2017	162	24	109	1,09	MUY BUENO
REF4 La Veredilla	14	02/05/2017	105	29	140	1,40	MUY BUENO
41 La Torre	14	02/05/2017	97	28	128	1,28	MUY BUENO
48 Segura cerca Cieza 1	14	02/05/2017	95	26	114	1,14	MUY BUENO
50 Segura cerca Cieza 2	14	11/05/2017	106	15	76	0,76	BUENO

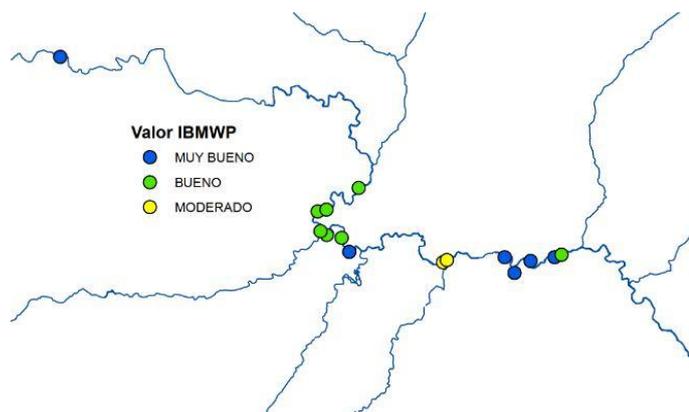


Figura 3.6.3: Estado ecológico de las estaciones de muestreo en base al índice IBMWP a lo largo del área de estudio.



LIFE13 BIO/ES/1407

## 3.7 Aves

El seguimiento de la comunidad de aves riparias, al igual que su evaluación inicial, se basa en dos aproximaciones complementarias, el trapeo con redes japonesas para anillamiento (método pasivo), y el censo directo mediante transectos lineales paralelos a la orilla (método activo desarrollado por un observador que se desplaza a pie dentro de los transectos y en vehículo entre ellos). Estos métodos se han aplicado con diferente extensión e intensidad debido al esfuerzo requerido en cada caso para su preparación y ejecución, pero siempre cubriendo toda la tipología de teselas de actuación (tipo e intensidad del tratamiento), así como estaciones de referencia (EREs).

En el caso de los trapeos con redes, al requerir una mayor dedicación de personal (por el esfuerzo de montaje, desmontaje y atención a las redes) se han desarrollado en menos estaciones pero con mayor intensidad (más horas de muestreo por día). Los transectos de censo, en cambio, han podido ser realizados por un único observador cubriendo más estaciones, pero con menor intensidad (tiempo ajustado a la duración de los recorridos).

Se espera que estas dos aproximaciones resulten complementarias entre sí en la detección del mayor número posible de especies y en la evaluación de su abundancia relativa, como indicadores de respuesta a las actuaciones de restauración. En los apartados siguientes se exponen los resultados de ambos métodos de muestreo, comparando sus resultados entre sí y con los resultados de la evaluación previa. En 2016 y 2017 las EREs sólo han sido muestreadas mediante transectos lineales, considerando los trapeos con redes realizados en 2015 como referencia de partida para las sucesivas comparaciones.

El presente apartado sigue la misma estructura y reproduce en gran parte el contenido del bloque equivalente del informe anual anterior (Bruno *et al*, 2016), añadiendo al mismo los resultados de la última campaña de monitorización ornitológica, y completando la interpretación de los cambios entonces descritos a la luz de la nueva información aportada.

### 3.7.1. Seguimiento mediante trapeo con redes verticales

Al igual que en los años precedentes, este método de seguimiento se ha aplicado en un número más reducido de estaciones, pero con un mayor esfuerzo (horas de actividad). En concreto, se ha trapeado en 5 estaciones (correspondientes todas ellas a zonas de actuación). Se realizaron dos



jornadas de trapeo en cada estación, la primera entre el 26 de abril y el 13 de mayo, y la segunda entre el 31 de mayo y el 8 de junio, con el objetivo de muestrear el mayor número posible de especies reproductoras. Hay que señalar que estas fechas fueron algo más concentradas en el tiempo con respecto al seguimiento de 2016, iniciándose una semana más tarde y concluyendo una semana antes, si bien pueden considerarse equivalentes por lo que respecta a la fenología de las especies de aves objetivo.

El número total de capturas ha sido de 291 aves (no constan autorecuperaciones), con un promedio de 29,10 aves por jornada de anillamiento (N=10), algo superior al obtenido en la evaluación inicial de 2015 en esas mismas estaciones (21,58 aves/jornada) y muy similar al registrado en el seguimiento de 2016 (30,80 aves/jornada).

La riqueza total de especies registrada en 2017 en las 5 estaciones de muestreo (44 especies) aumentó de forma notable con respecto a 2016 (36 especies), y con respecto a la evaluación previa (29 especies). Fue igualmente superior a la riqueza total inicial (31 especies) registrada por este método en 2015 en el conjunto del área de estudio (EREs incluidas). El gradual enriquecimiento en especies que parece haberse producido en las áreas restauradas en estos dos años, parece relacionarse más con el efecto diversificador de la perturbación que han supuesto las actuaciones (creación de espacios desprovistos de vegetación por eliminación de *Arundo donax*), que con una recuperación del hábitat ripario, que indudablemente no se ha producido en un plazo tan corto de tiempo. Parece en cualquier caso que en este segundo año de monitorización post-tratamiento se podría haber alcanzado un pico de heterogeneidad estructural que explicaría el máximo de riqueza alcanzado.

Como indicador de la abundancia relativa de las especies se ha preferido utilizar la frecuencia de aparición (nº de muestreos en que la especie está presente/número total de muestreos), dado que el número de capturas podría resultar afectado por ciertos comportamientos de agregación (especies que se concentran en el hábitat ripario utilizándolo como refugio). No obstante, se ha ordenado también a las especies por su número de capturas.

Las tres especies más frecuentes en las 5 estaciones muestreadas en 2017 fueron las mismas que en 2016: *Luscinia megarhynchos*, *Cettia cetti* y *Turdus merula* (con frecuencias entre 0,9 y 0,8). Les siguieron, con frecuencia igual o superior a 0,5, *Serinus serinus*, *Carduelis chloris*, *Passer domesticus*, *Carduelis carduelis*, *Hippolais polyglotta* y *Sylvia atricapilla* (Figura 3.7.1).



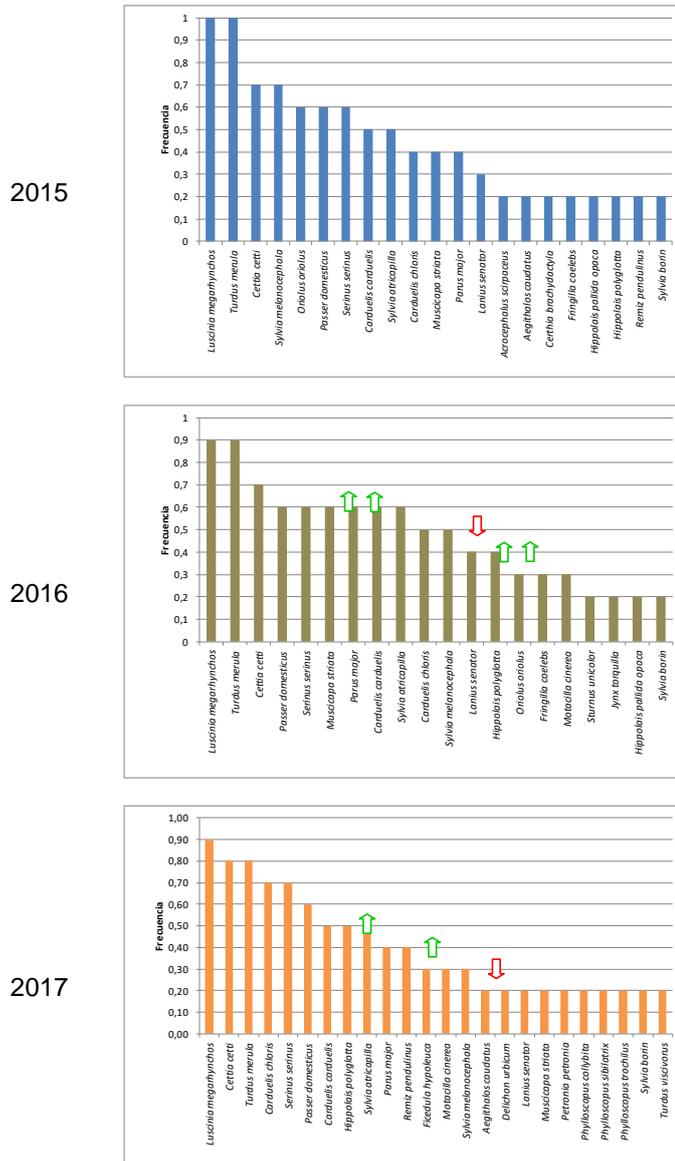


Figura 3.7.1: Especies más frecuentes en los trampeos con redes verticales realizados durante la evaluación previa de 2015 (muestrados de abril-mayo y junio) y en los mismos periodos de 2016 y 2017 en 5 estaciones de actuación RIPISILVA. Sólo se representan las especies con  $f > 0,1$  ( $N=10$ ), destacando algunas tendencias.



Considerando todas las estaciones muestreadas (EREs y teselas tratadas), las especies más frecuentes en los trampeos de la evaluación previa de 2015, fueron *Luscinia megarhynchos*, *Turdus merula*, *Cettia cetti* y *Sylvia melanocephala*, con  $f > 0,5$  (Bruno *et al.*, 2015). Tal como se observa en la figura 3.6.1, considerando sólo las zonas de actuación, las cuatro especies globalmente más frecuentes en 2015 fueron esas mismas. Las tres primeras también resultaron ser las más frecuentes en esas estaciones tanto en 2016 como en 2017.

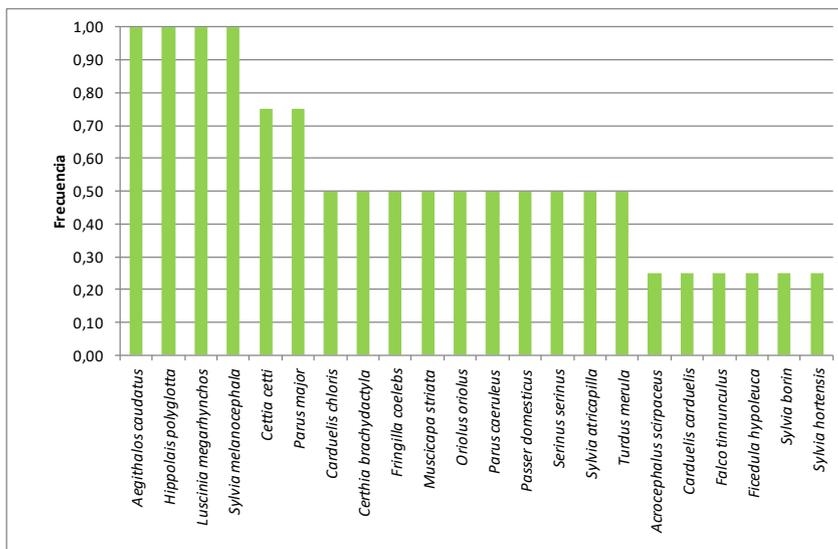
Por comparación, en las EREs, en 2015 -el único año en que se trampeó en ellas- las especies más frecuentes ( $f > 0,5$ ) fueron, por ese orden, *Aegithalos caudatus*, *Hippolais polyglotta*, *Luscinia megarhynchos*, *Sylvia melanocephala*, *Cettia cetti* y *Parus major* (Figura 3.7.2).

La principal diferencia que mostraron las estaciones en 2016 con respecto a su situación previa a la actuación, fue la disminución de la frecuencia relativa de *Sylvia melanocephala* (Curruca cabecinegra), cuya frecuencia de aparición disminuye dos puntos (0,7 a 0,5). Este passeriforme es una especie que puede considerarse bastante asociada a los cañaverales (Paracuellos, 1997), hábitat que parece haber sido ocupado por especies más propias de espacios abiertos, con árboles dispersos, y de ecotonos forestales (*Serinus serinus*, *Muscicapa striata*, *Carduelis carduelis*) y otras que pueden persistir en el dosel arbóreo (como *Parus major* y *Sylvia atricapilla*). En 2017 *Sylvia melanocephala* todavía reduce más su frecuencia de aparición en las áreas tratadas ( $f = 0,3$ ), al tiempo que se hacen más frecuentes especies como *Remiz pendulinus* e *Hippolais polyglotta*, mientras que otras que habían experimentado un incremento transitorio (como *Lanius senator* y *Muscicapa striata*) caen a valores inferiores, lo que indicaría una respuesta oportunista. Con todo, se desconoce en qué medida algunos de estos cambios pueden responder también a las actuaciones de mantenimiento de las restauraciones, que conllevan molestias importantes que podrían verse reflejadas en la respuesta de algunas especies.

No obstante, y sin perjuicio de futuros análisis más detallados de estos cambios, la principal conclusión parece ser que no se ha producido una modificación sustancial en la composición de la comunidad, lo que indica que las zonas restauradas siguen siendo utilizadas por las principales especies riparias, pese a la pérdida de cobertura vegetal. Esto sugiere que dichas zonas abiertas constituyen hábitats apropiados para la alimentación de la comunidad de aves, siendo sus movimientos hacia y dentro de estas zonas detectados de forma más eficaz por el método de trampeo con redes verticales, dado el



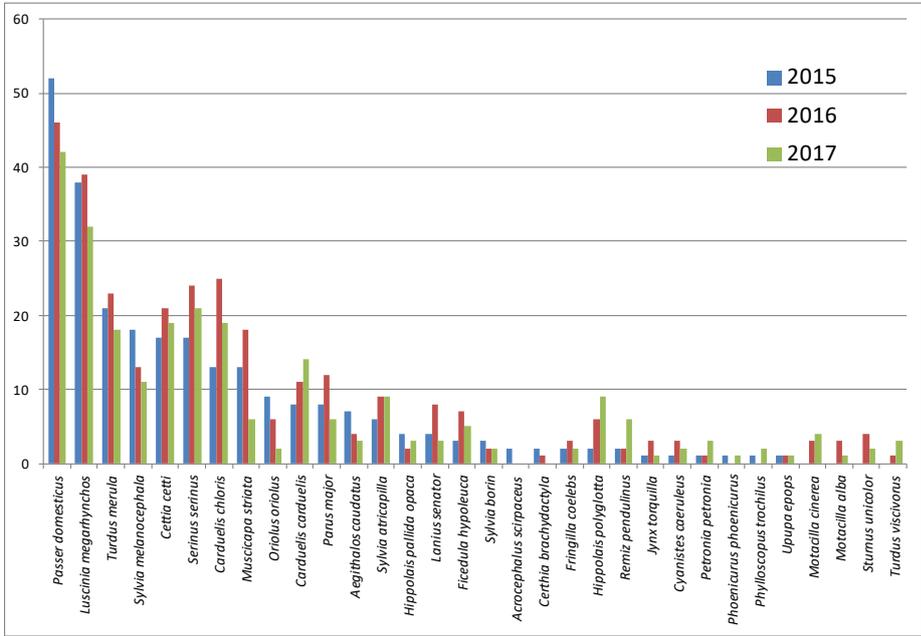
tiempo mucho más prolongado que éstas permanecen activas en las estaciones de seguimiento, con respecto al que dedica el observador durante los transectos lineales. Este mayor uso del espacio abierto generado por los tratamientos también se hace extensivo a especies que pueden persistir, o incluso incrementar su presencia (como *Remiz pendulinus*), en el dosel arbóreo en aquellas zonas donde existen parches de arbolado.



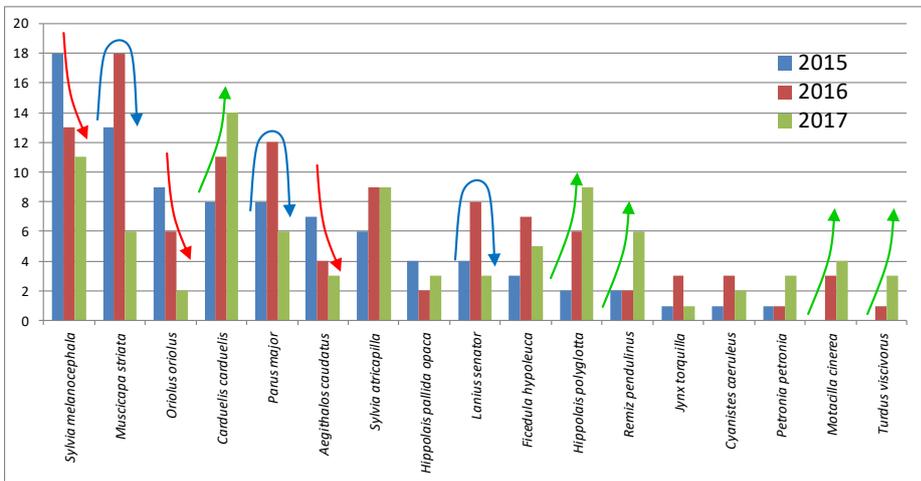
**Figura 3.7.2:** Especies más frecuentes en los trapeos con redes verticales durante la evaluación previa (mayo-junio 2015) en las EREs del ámbito RIPISILVA (N=4).

Las especies más capturadas en 2017 en las cinco estaciones estudiadas fueron *Passer domesticus* (42 capturas), seguido por *Luscinia megarhynchos* (32), *Serinus serinus* (21), *Carduelis chloris*, *Cettia cetti*, *Turdus merula*, *Delichon urbicum* *Carduelis carduelis* y *Sylvia melanocephala* (todos estos últimos con más de 10 capturas totales). En la figura 3.7.3 se compara el número de individuos trapeados (de las especies con >1 captura) en 2016 y 2017, con el correspondiente valor de 2015. Las especies con variaciones más relevantes se detallan en la figura 3.7.3 bis.





**Figura 3.7.3:** Especies más capturadas en los trapeos con redes verticales de 2016 y 2017 (en rojo y verde, respectivamente), comparadas con las capturas de esas mismas especies durante la evaluación previa de 2015 (en azul) en cinco estaciones de actuación del ámbito RIPISILVA.



**Figura 3.7.3 bis:** Detalle de la variación de algunas de las especies representadas en la figura 3.6.3, con tendencias más acusadas o variaciones relevantes por su posible valor indicador.

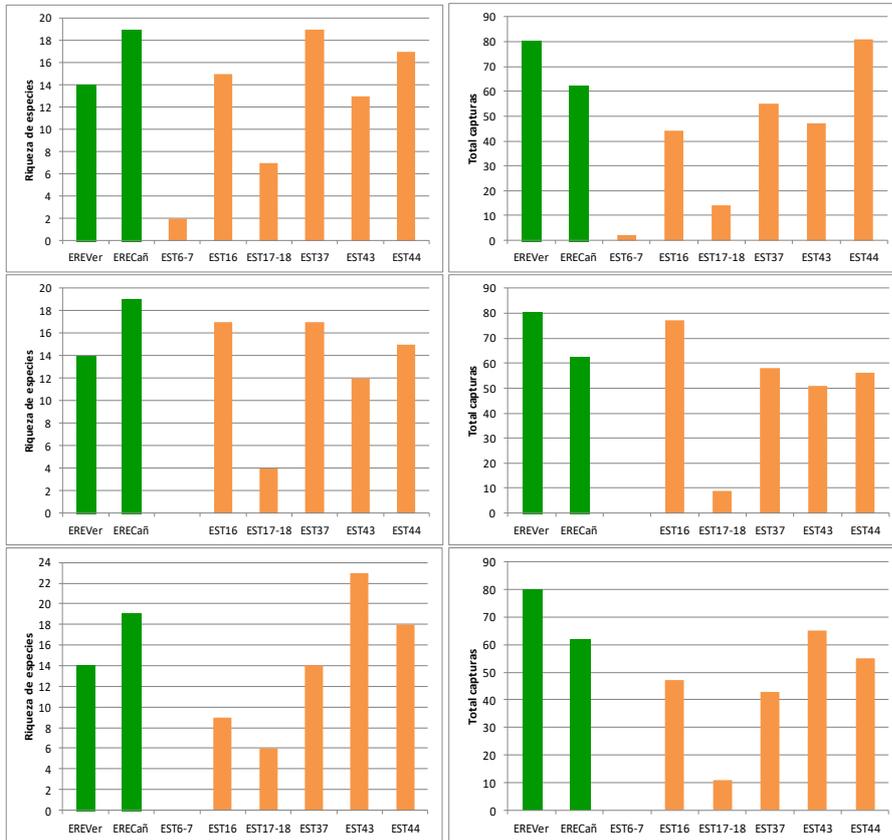


En 2015 las especies globalmente más capturadas en esas mismas estaciones fueron *Passer domesticus* (52), *Luscinia megarhynchos* (38), y *Turdus merula* (21). Las dos primeras también lo fueron en 2016 y 2017. La tercera especie más capturada fue *Carduelis chloris* en 2016, y *Serinus serinus* en 2017.

Más destacables son las variaciones entre los trampeos pre y post-actuación que mostraron otras especies menos abundantes, con patrones que incluyen aumentos y descensos sostenidos, o incrementos intermedios seguidos de disminuciones hasta valores similares a los iniciales. Entre los aumentos pueden destacarse los de *Hippolais polyglotta*, *Remiz pendulinus*, *Motacilla cinerea* y *Turdus viscivorus*, con valores máximos en 2017. Disminuye sobre todo *Sylvia melanocephala* (de 18 capturas en 2015 a 11 en 2017), una especie cuya frecuencia de aparición también se ha reducido. También *Oriolus oriolus* (de 9 a 2), y en menor proporción *Aegithalos caudatus*. De las especies con aumentos transitorios, puede destacarse a *Muscicapa striata* (que aumenta de 13 a 18 capturas entre 2015 y 2016 y cae a 6 en 2017), *Parus major* (aumenta de 8 a 12 y disminuye luego a 6 capturas), y *Lanius senator* (cuyas capturas se duplican entre 2015 y 2016, de 4 a 8, pero disminuyen en 2017 a 3). Estos patrones sugieren condiciones ecológicas favorables para algunas especies en los estadios post-tratamiento, que podrían ser efímeras en algunos casos, bien por la recuperación incipiente de la cobertura vegetal de las áreas restauradas, o por las perturbaciones ocasionadas en 2017 por las labores de mantenimiento.

En la evaluación previa de 2015 el número total de aves capturadas por estación no mostró diferencias aparentes entre las EREs y las estaciones de actuación situadas aguas abajo en el ámbito del proyecto, aunque sí entre estas últimas y las situadas aguas arriba (Figura 3.7.4). Este patrón parece contrario a lo esperado asumiendo un gradiente longitudinal de alteración del eje fluvial, salvo que sea precisamente la perturbación el factor principal de enriquecimiento.

La riqueza de especies tampoco mostró un patrón longitudinal claro, ni diferencias claras entre estaciones de referencia y de actuación, salvo que algunas estaciones de la parte más alta del tramo evaluado presentaron los valores más bajos. Las estaciones 6-7 (no muestreadas en 2016 y 2017) y 17-18 mostraron los menores valores de riqueza y número de capturas, pero estos valores se recuperaron notablemente en las estaciones situadas aguas abajo (37 a 44), aproximándose a los de las estaciones de referencia.



**Figura 3.7.4:** Valores de riqueza de especies (izquierda) y número total de aves (derecha) capturadas mediante redes verticales, diferenciando las estaciones de referencia (EREs, en verde) y las de actuación (ordenadas en sentido longitudinal hacia aguas abajo del río). Arriba, resultados de la evaluación inicial de 2015; centro y abajo, muestreos post-actuación de 2016 y 2017. Los valores de las EREs son los de 2015 en los tres casos).

En el muestreo post-actuación de 2016, el patrón que mostró el número total de capturas fue similar al de riqueza, y no muy diferente al de la evaluación de 2015, pero las diferencias entre estaciones fueron menos evidentes. Con excepción de la estación 17-18, la tendencia general fue a una mayor homogeneización entre estaciones en ambos indicadores (riqueza y número de capturas). En 2017, la riqueza de especies fue claramente inferior, dentro de las estaciones tratadas, en las situadas aguas arriba (16 y 17-18, disminuyendo en la primera notablemente con respecto a 2016, de 17 a 9 especies). De las estaciones más bajas, destaca un incremento de riqueza con respecto a 2016 en la estación 43, donde se alcanza el máximo de 23 especies



capturadas. El número total de capturas muestra variaciones interanuales similares. La estación 16 corresponde a una tesela que sólo fue objeto de plantaciones, por lo que la disminución de la riqueza y de las capturas totales no tiene una interpretación clara dado el escaso tiempo transcurrido para que se hayan producido cambios en las condiciones del hábitat. La estación 43, por su parte, corresponde a un tratamiento manual-suave (corta manual y mantenimiento extensivo) cuyo valor explicativo con respecto a los incrementos observados también es difícil de establecer.

### 3.6.2. Seguimiento mediante transectos lineales

Este método permite cubrir un mayor número de estaciones, sacrificando el tiempo de registro de aves en cada una de ellas. Se han recorrido 20 transectos correspondientes a 17 zonas de actuación y 3 EREs, que coinciden en su totalidad con las muestreadas en la evaluación previa de 2015 y el el seguimiento de 2016, lo que permite comparar los resultados entre años en ambos conjuntos de sitios.

En el año de referencia pre-tratamiento (2015), los transectos cubrieron un total de 6,7 km, con una longitud media de 334,45 m (rango 106-602) y una anchura media de la banda riparia de 18,78 m (7,33-36,33). La longitud de cada transecto se ajustó a la extensión del tramo, y a la transitabilidad o accesibilidad al mismo, de manera que pudiera ser recorrido bien por su interior o por el límite terrestre de la banda riparia. Por diversas razones (como la búsqueda del mejor ajuste con las actuaciones de restauración) no ha habido una total coincidencia entre los tramos muestreados en esa evaluación previa y los recorridos durante los muestreos post-actuación de 2016 y 2017. En estos dos años, la longitud total recorrida fue de 5,9 km, la longitud media de los transectos 295,5 m (rango 106-733), y la anchura media de la franja riparia muestreada 18,46 m (rango 7,33-36,33).

Tampoco ha existido una correspondencia total entre las estaciones muestreadas por este método y el de trampeo con redes verticales. No obstante, la información aportada por ambos métodos se complementa mutuamente a la hora de caracterizar la comunidad ornitológica riparia, y el seguimiento en el tiempo de cada estación por cualquiera de los dos métodos (o por ambos) permitirá evaluar el efecto de las actuaciones de restauración, sea frente al estado preoperacional, o sea con respecto a las comunidades de referencia de las EREs. Como en los trampeos con redes, cada estación se muestreó dos veces, una en mayo y otra en junio (entre el 9 y el 18/05/2017 para el primer periodo, y entre el 1 y el 9/06/2017, para el segundo,



respectivamente). Como indicadores ornitológicos se han utilizado la riqueza de especies y el índice kilométrico de abundancia (IKA), considerando que la anchura de la banda de detección era similar en hábitats cerrados (cañaverales o bosques riparios densos), y en ningún caso superior a la anchura de la banda riparia de los hábitats más abiertos, donde toda ella resultaba accesible al investigador. Estas condiciones iniciales pueden haberse visto modificadas por las actuaciones de restauración (eliminación de cañaverales), por lo que la detectabilidad de las aves podría haberse incrementado en la misma medida en la que aumentaba la visibilidad del observador para éstas, lo que en la práctica podría disminuir la probabilidad de registrar las especies que utilizaban la banda riparia restaurada. En este sentido, resulta de gran interés y valor complementario, la comparación de los resultados con los de el trapeo con redes verticales. Los muestreos fueron realizados siempre por la misma persona, durante la primera mitad del día y recorriendo los transectos a pie a una velocidad más o menos constante y similar entre estaciones (aproximadamente 30 m/min). Con el fin de compensar el incremento de la visibilidad del observador en las zonas restauradas, cada transecto se recorrió dos veces (una en cada sentido) anotando las especies observadas en puntos diferentes como nuevos registros (descontando aquéllas que pudieran haberse desplazado dentro de la zona).

En estos muestreos se registraron 56 especies diferentes de aves, 12 más que mediante el trapeo con redes verticales. De las 44 especies capturadas mediante redes, 11 no aparecieron en los transectos (*Emberiza cia*, *Falco tinnunculus*, *Garrulus glandarius*, *Loxia curvirostra*, *Oenanthe leucura*, *Phylloscopus bonelli*, *P. sibilatrix*, *P. trochilus*, *Sylvia borin*, *S. communis communis* y *S. undata*). La mayoría de ellas son paseriformes migradores escasos u otras especies sedentarias poco frecuentes en las formaciones riparias estudiadas.

De las especies registradas en los transectos, 23 no fueron capturadas en ninguna ocasión mediante redes, y las restantes 33 fueron detectadas por ambos métodos. El número total de especies registradas por cualquiera de los dos métodos en 2017 asciende a 64, prácticamente las mismas que en 2016 (63), y algunas más que en 2015 (57), aún teniendo en cuenta que en 2016 y 2017 no se trapeó con redes en las EREs. El número total de especies acumulado, combinando los resultados de ambos métodos en los tres años de trabajo, asciende a 74 (seis especies más que las 68 acumuladas en 2016). De esas especies, 23 aparecieron exclusivamente en los transectos, 49 fueron registradas por ambos métodos, y sólo 2 (*Phylloscopus bonelli* y *P. trochilus*) exclusivamente mediante trapeo con redes. La tabla 3.7.1 muestra como ha



progresado la aportación de los dos métodos de muestreo en los tres años estudiados hasta el momento.

**Tabla 3.7.1:** Comparación de la riqueza de especies de aves registradas en la evaluación previa (2015) y en los seguimientos post-actuación (2016 y 2017) del proyecto RIPISILVA, diferenciando la aportación de cada método de muestreo: trapeo con redes verticales (RED) y transectos lineales recorridos por un observador (TRL).

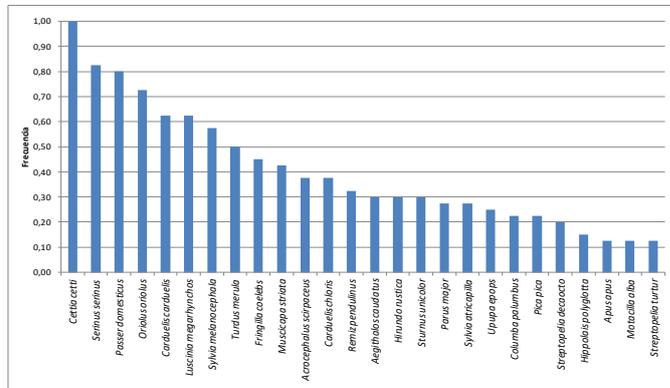
Método muestreo	Año 2015			Año 2016			Año 2017		
	RED	RED	RED	TRL	TRL	TRL	TRL	TRL	
1. <i>Acrocephalus scirpaceus</i>	+			+	+			+	
2. <i>Aegithalos caudatus</i>	+	+	+	+	+			+	
3. <i>Alcedo atthis</i>	+	+	+						
4. <i>Anas platyrhynchos</i>				+	+			+	
5. <i>Apus apus</i>				+	+			+	
6. <i>Ardea cinerea</i>				+	+			+	
7. <i>Bubulcus ibis</i>					+				
8. <i>Caprimulgus ruficollis</i>				+				+	
9. <i>Carduelis cannabina</i>				+	+			+	
10. <i>Carduelis carduelis</i>	+	+	+	+	+			+	
11. <i>Carduelis chloris</i>	+	+	+	+	+			+	
12. <i>Cecropis daurica</i>			+	+	+			+	
13. <i>Certhia brachydactyla</i>	+	+		+				+	
14. <i>Cettia cetti</i>	+	+	+	+	+			+	
15. <i>Cisticola juncidis</i>				+	+			+	
16. <i>Columba palumbus</i>				+	+			+	
17. <i>Cyanistes caeruleus</i>	+	+	+	+	+			+	
18. <i>Delichon urbicum</i>			+	+	+			+	
19. <i>Dendrocopos major</i>								+	
20. <i>Emberiza calandra</i>			+		+				
21. <i>Emberiza cia</i>					+				
22. <i>Emberiza cirius</i>			+	+	+			+	
23. <i>Erithacus rubecula</i>					+			+	
24. <i>Falco tinnunculus</i>	+			+	+				
25. <i>Ficedula hypoleuca</i>	+	+	+					+	
26. <i>Fringilla coelebs</i>	+	+	+	+	+			+	
27. <i>Galerida cristata</i>					+				
28. <i>Gallinula chloropus</i>				+	+			+	
29. <i>Garrulus glandarius</i>		+							
30. <i>Hippolais pallida opaca</i>	+	+	+	+				+	
31. <i>Hippolais polyglotta</i>	+	+	+	+	+			+	
32. <i>Hirundo rustica</i>		+	+	+	+			+	
33. <i>Jynx torquilla</i>	+	+	+					+	
34. <i>Lanius senator</i>	+	+	+	+	+			+	
35. <i>Lophophanes cristatus</i>		+							
36. <i>Loxia curvirostra</i>				+	+				
37. <i>Luscinia megarhynchos</i>	+	+	+	+	+			+	
38. <i>Merops apiaster</i>			+	+	+			+	
39. <i>Motacilla alba</i>		+	+	+	+			+	
40. <i>Motacilla cinerea</i>		+	+	+	+			+	
41. <i>Muscicapa striata</i>	+	+	+	+	+			+	

Método muestreo	Año			Año		
	2015	2016	2017	2015	2016	2017
	RED	RED	RED	TRL	TRL	TRL
42. <i>Nycticorax nycticorax</i>					+	
43. <i>Oenanthe leucura</i>				+	+	
44. <i>Oriolus oriolus</i>	+	+	+	+	+	+
45. <i>Parus major</i>	+	+	+	+	+	+
46. <i>Passer domesticus</i>	+	+	+	+	+	+
47. <i>Passer montanus</i>						+
48. <i>Periparus ater</i>				+	+	+
49. <i>Petronia petronia</i>	+	+	+	+	+	+
50. <i>Phoenicurus phoenicurus</i>	+		+			
51. <i>Phylloscopus bonelli</i>		+				
52. <i>Phylloscopus collybita</i>			+			+
53. <i>Phylloscopus sibilatrix</i>			+			
54. <i>Phylloscopus trochilus</i>	+		+			
55. <i>Pica pica</i>			+	+	+	+
56. <i>Picus viridis</i>				+	+	+
57. <i>Ptyonoprogne rupestris</i>					+	+
58. <i>Regulus ignicapilla</i>						+
59. <i>Remiz pendulinus</i>	+	+	+	+	+	+
60. <i>Saxicola torquata</i>				+		+
61. <i>Serinus serinus</i>	+	+	+	+	+	+
62. <i>Streptopelia decaocto</i>			+	+	+	+
63. <i>Streptopelia turtur</i>				+	+	+
64. <i>Sturnus unicolor</i>		+		+	+	+
65. <i>Sylvia atricapilla</i>	+	+	+	+	+	+
66. <i>Sylvia borin</i>	+	+	+	+		
67. <i>Sylvia communis</i>			+			
68. <i>Sylvia hortensis</i>	+		+			+
69. <i>Sylvia melanocephala</i>	+	+	+	+	+	+
70. <i>Sylvia undata</i>		+	+			
71. <i>Troglodytes troglodytes</i>		+	+	+	+	+
72. <i>Turdus merula</i>	+	+	+	+	+	+
73. <i>Turdus viscivorus</i>		+	+	+	+	+
74. <i>Upupa epops</i>	+	+	+	+	+	+
<b>TOTAL</b>	<b>31</b>	<b>36</b>	<b>44</b>	<b>51</b>	<b>54</b>	<b>56</b>
<b>ACUMULADO</b>		<b>41</b>	<b>51</b>		<b>59</b>	<b>66</b>

En cuanto a las especies más frecuentes, al igual que para los anillamientos se ha realizado un análisis global, y otro diferenciando las estaciones de referencia y actuación. Globalmente (Figura 3.7.5) las especies más frecuentes fueron *Cettia cetti* y *Serinus serinus* (ambas con  $f > 0,8$ ), seguidas por *Luscinia megarhynchos*, *Oriolus oriolus*, *Carduelis carduelis*, *Turdus merula*, *Passer domesticus* y *Parus major* (con frecuencias entre 0,5 y 0,7).

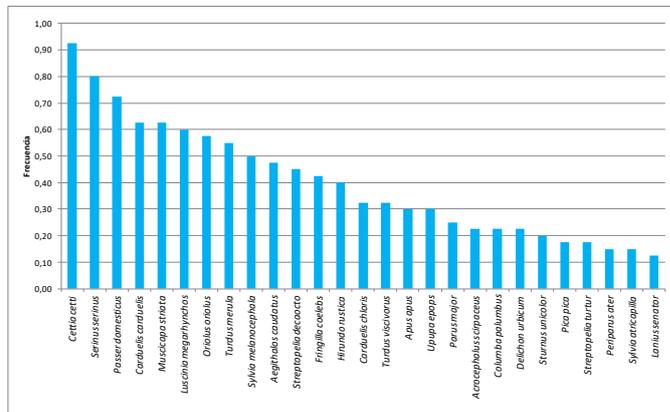


2015



54

2016



2017

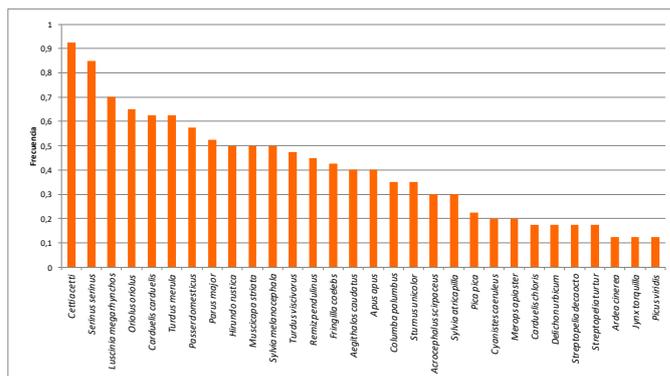


Figura 3.7.5: Especies más frecuentes registradas en los transectos lineales realizados durante la evaluación previa de mayo-junio 2015 (arriba) y en el mismo periodo de 2016 (centro) y 2017 (abajo) en todas las estaciones de referencia y actuación del proyecto RIPISILVA.



LIFE13 BIO/ES/1407

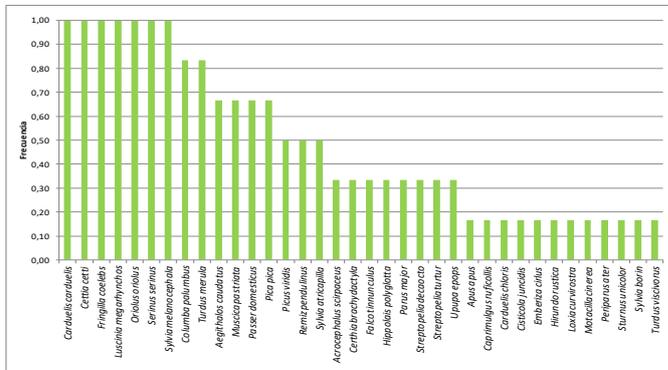
Las especies más frecuentes en la evaluación previa de 2015 y en el muestreo post-tratamientos de 2016 fueron *Cettia cetti*, *Serinus serinus* y *Passer domesticus* (con  $f > 0,7$ ). Los cambios más destacables entre 2016 y 2017 fueron la disminución moderada de la frecuencia de *Muscicapa striata* (de 0,63 a 0,50) y el aumento en similar proporción de *Turdus viscivorus* (de 0,33 a 0,47), dentro de una tónica general estable en la mayoría de especies.

En las EREs las especies más frecuentes (Figura 3.7.6) fueron *Cettia cetti*, *Fringilla coelebs*, *Serinus serinus* y *Sylvia atricapilla* ( $f=1$ ), seguidas por *Aegithalos caudatus*, *Carduelis carduelis*, *Luscinia megarhynchos*, *Muscicapa striata*, *Oriolus oriolus*, *Sylvia melanocephala* y *Turdus merula* ( $f > 0,8$ ). Al igual que en el conjunto de las estaciones, existen algunos cambios destacables con respecto a 2016, dentro de una impresión general de variaciones moderadas sin tendencias acusadas. Merece destacarse, en todo caso, el aumento de en la frecuencia de aparición de *M. striata* (de 0,63 a 0,83) y la disminución de *T. viscivorus* (de 0,83 a 0,50). Dado que estos cambios tienen un sentido opuesto a los que muestran estas mismas especies en el conjunto de las estaciones, podrían ilustrar alguna respuesta a los tratamientos (fuera de las EREs). *T. viscivorus* apareció en 2016 en un tercio de todas las localidades estudiadas ( $f=0,33$ ) aumentando su frecuencia en ellas en 2017 (0,47), lo cual contrasta con su baja frecuencia global en la evaluación pre-tratamiento de 2015 ( $f=0,08$  considerando todos los muestreos, y sólo algo mayor en las EREs,  $f=0,17$ ).

Un aparente factor favorable a la mayor presencia de *T. viscivorus* en 2016, fue la importante fructificación observada en arbustos de dispersión endozócora, principalmente aladierno (*Rhamnus alaternus*). La capacidad de este ave de responder a los cambios en la disponibilidad de frutos, especialmente en medios forestales fragmentados (Martínez & García, 2015) apoya esta hipótesis, aunque en 2017 la fructificación del aladierno no ha sido tan importante durante el periodo de muestreo. La eliminación de vegetación invasora (*Arundo donax*) podría en cualquier caso facilitar el acceso de esta y otras especies frugívoras a los arbustos productores de frutos. El zorzal charlo es además una especie fácilmente detectable por su tamaño y por su reclamo característico, lo que podría explicar su alta representación en los muestreos (por comparación con otras especies de hábitos más discretos).

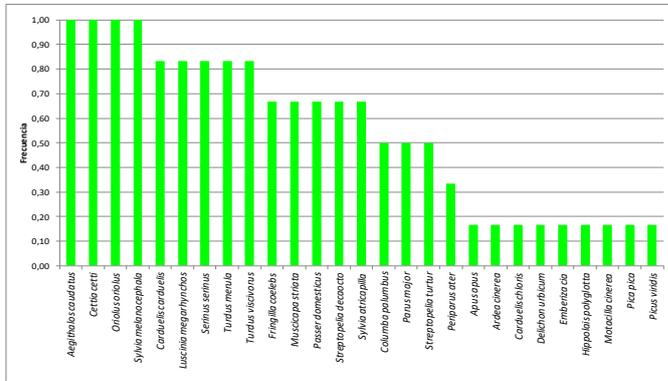


2015



56

2016



2017

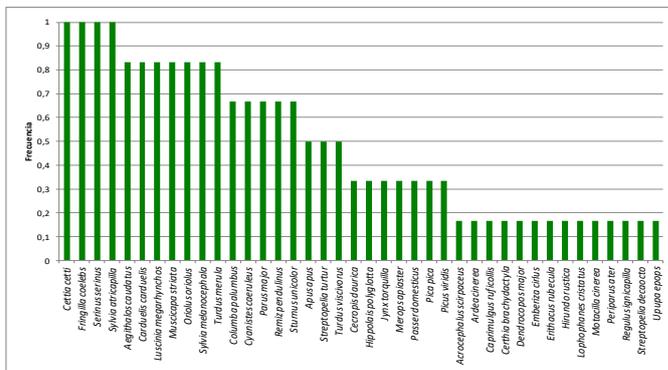
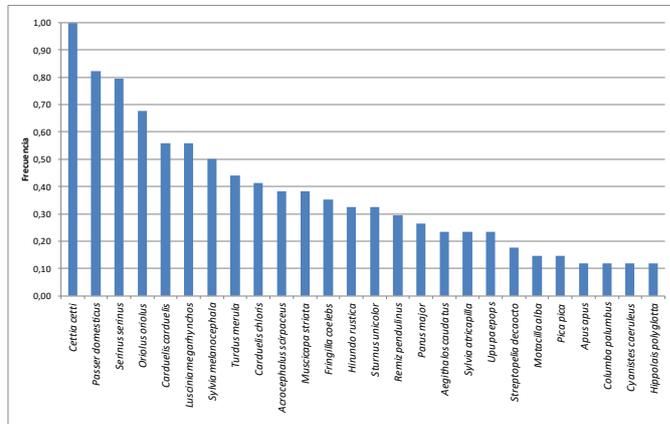


Figura 3.7.6: Especies más frecuentes registradas en los transectos lineales realizados durante la evaluación previa de mayo-junio 2015 (arriba) y en el mismo periodo de 2016 (abajo), en las las estaciones de referencia (EREs). Sólo se representan aquellas con  $f > 0,1$ .



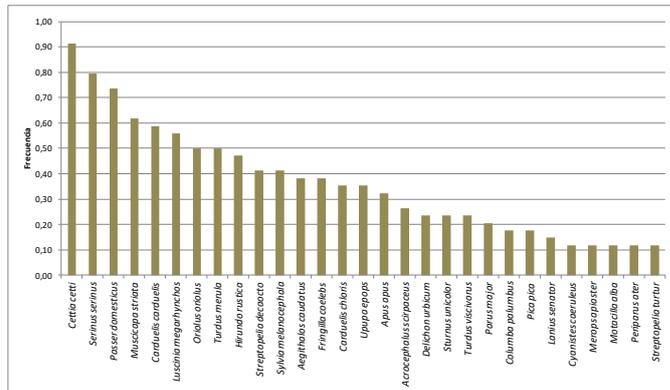
LIFE13 BIO/ES/1407

2015



57

2016



2017

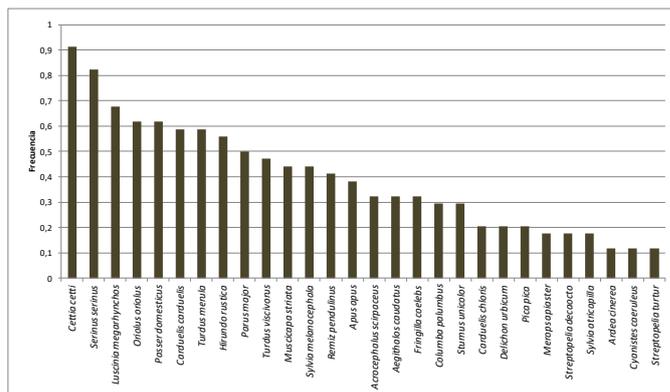


Figura 3.7.7: Especies más frecuentes registradas en los transectos lineales realizados durante la evaluación previa de mayo-junio 2015 (arriba) y en el mismo periodo de 2016 (abajo), en las las estaciones de actuación (sólo se representan aquéllas con  $f > 0,1$ ).



LIFE13 BIO/ES/1407

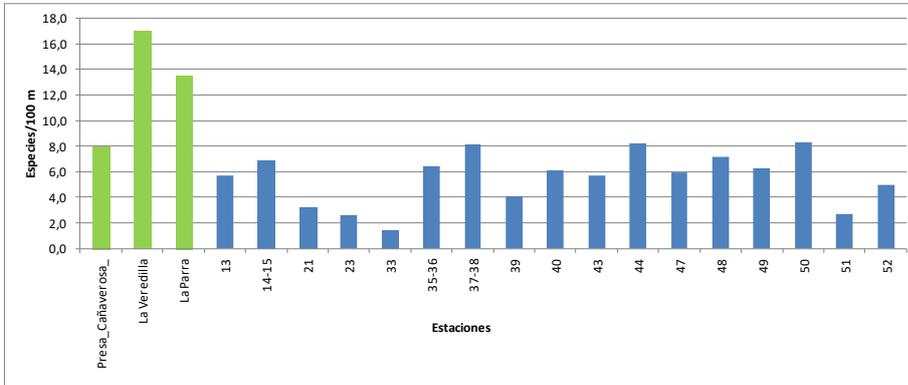
El resto de estaciones (excluidas las EREs) reproducen en esencia la situación global (Figura 3.7.7), mostrando las variaciones ya expuestas con respecto a los muestreos precedentes (2015 y 2016). A la disminución de *M. striata* y el incremento de *T. viscivorus*, ya citados, cabe añadir el notable aumento con respecto a 2016, de la frecuencia de algunos páridos como *Parus major* y *Cyanistes caeruleus*, así como la de *Remiz pendulinus*. El aumento de estos paseriformes asociados al dosel arbóreo, y en especial de una especie tan típicamente riparia como *R. pendulinus*, se produce en su mayor parte fuera de las EREs.

En cuanto a la riqueza total, expresada como valor relativo (especies/100 m), al igual que en los muestreos precedentes, sigue siendo mayor por lo general en las EREs que en el resto de estaciones, sin apreciarse un gradiente longitudinal claro en estas últimas (Figura 3.7.8). Comparando los resultados de 2016 y 2017 con el muestreo inicial de 2015, la diferencia entre una de las estaciones de referencia (La Veredilla) y el resto -incluidas las otras dos EREs- parece haberse acentuado, alcanzándose en la primera un máximo de riqueza registrado por el momento en los muestreos (27,4 sps/100 m).

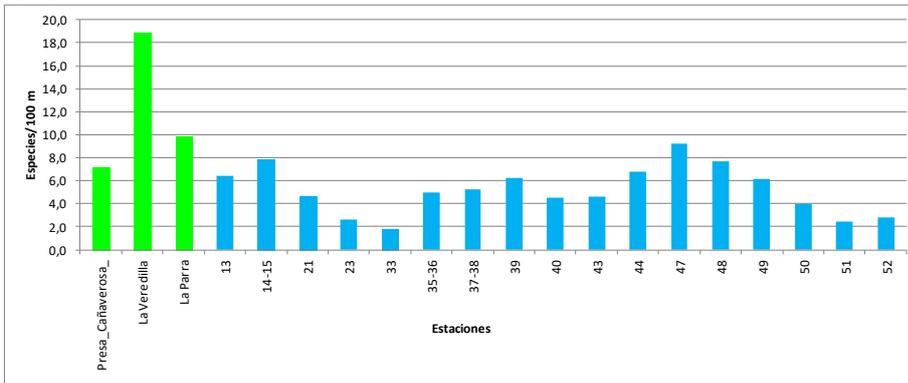
Al igual que en la evaluación inicial de 2015 y en la de 2016, tampoco se observan diferencias aparentes entre tipos de tratamientos (Figura 3.7.9). Algo similar sucede con el índice de abundancia total (aves/km), cuyos valores más altos se alcanzan en dos de las tres EREs (Figuras 3.7.10 y 3.7.11), aunque en 2016 una de ellas es diferente (Presa de Cañaverosa). En 2017 se observa un incremento generalizado en los valores de riqueza y abundancia total en todas las estaciones muestreadas con respecto a los años precedentes, muy acusados en algunas teselas concretas (47 y 48) aunque sin ninguna regularidad en cuanto al tipo de tratamiento o la posición longitudinal en el eje fluvial.

Las diferencias entre el muestreo de 2016 y la evaluación precedente, en lo que se refiere a los valores de riqueza y abundancia total de aves, se deben principalmente a la estación de referencia de La Parra, que pierde importancia frente a las otras dos EREs, Esto es debido a que sufrió un tratamiento de desbroce no planificado que ha desvirtuado parcialmente su condición de referencia frente a las estaciones de actuación propiamente dichas. Aunque este tratamiento no dejó de aplicarse en 2017, la riqueza y abundancia total de dicha estación mostraron este año una notable recuperación, hasta valores incluso superiores a los iniciales.

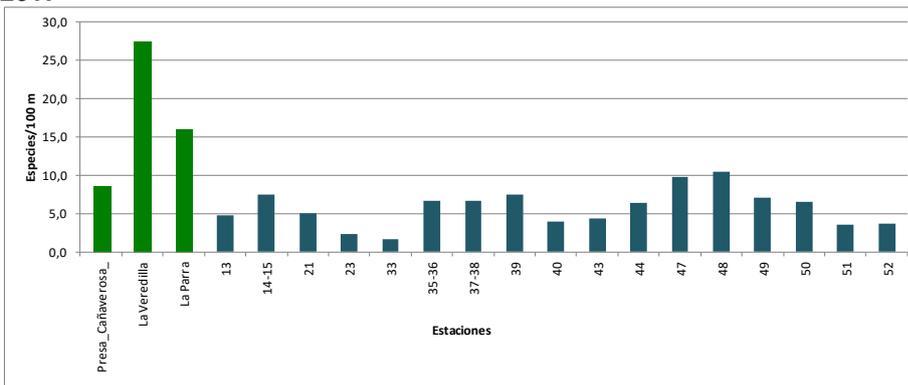
2015



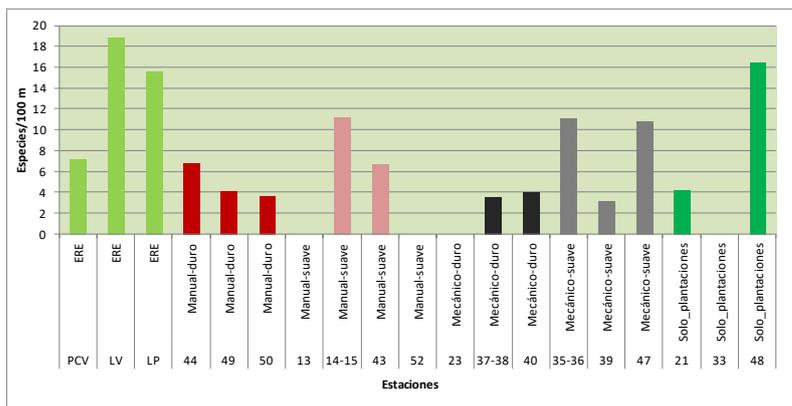
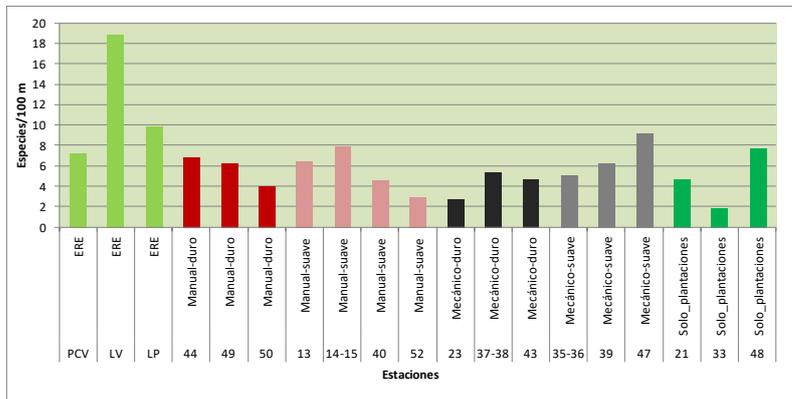
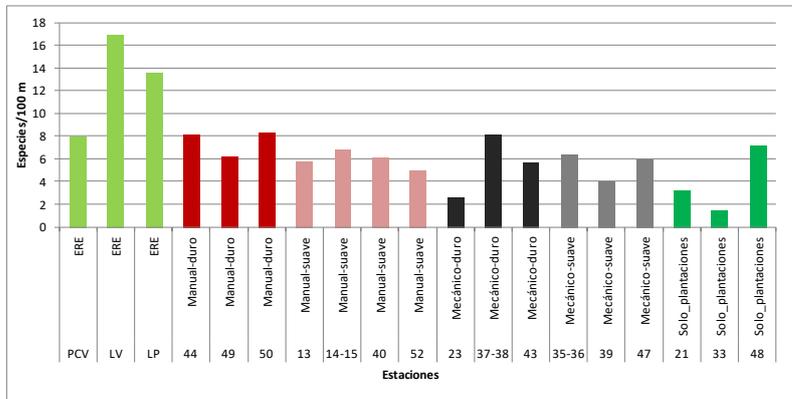
2016



2017



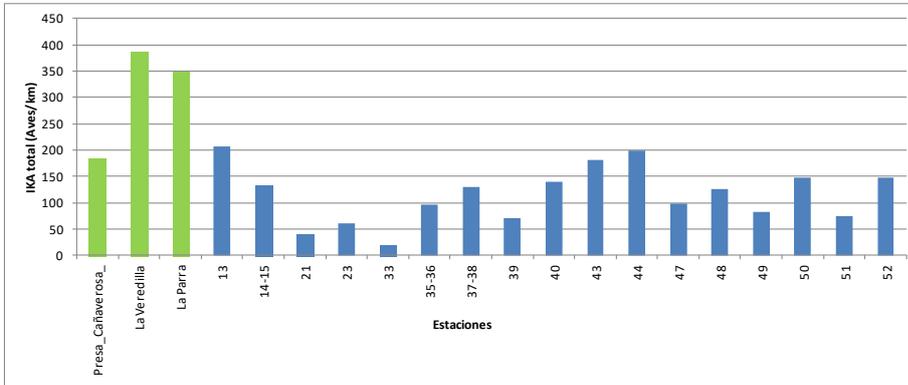
**Figura 3.7.8:** Variación del índice de riqueza (especies/100 m) obtenido a partir de los transectos lineales, diferenciando las estaciones de referencia (ERE, en verde) y las de actuación (ordenadas en sentido longitudinal hacia aguas abajo del río). Arriba, evaluación inicial (2015), centro y abajo, muestreos post-actuación (2016 y 2017).



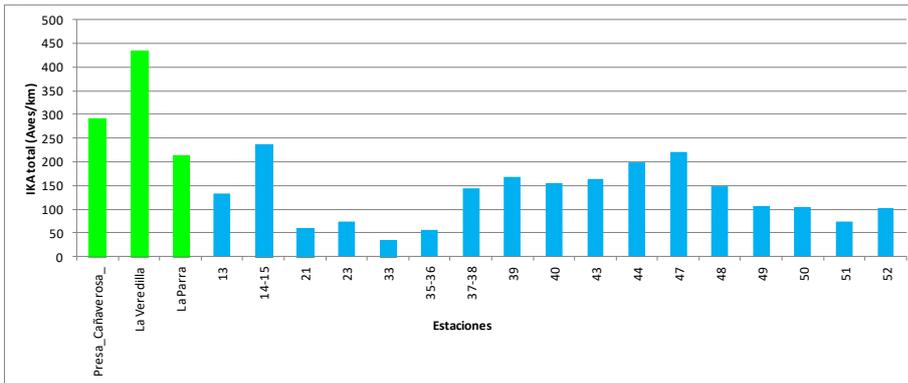
**Figura 3.7.9:** Variación del índice de riqueza (especies/100 m) obtenido a partir de los transectos lineales, diferenciando las estaciones de referencia (EREs, en verde) y las de actuación (clasificadas por tipo de tratamiento). Arriba, evaluación inicial (2015), centro y abajo, muestreo post-actuación (2016-17).



2015



2016



2017

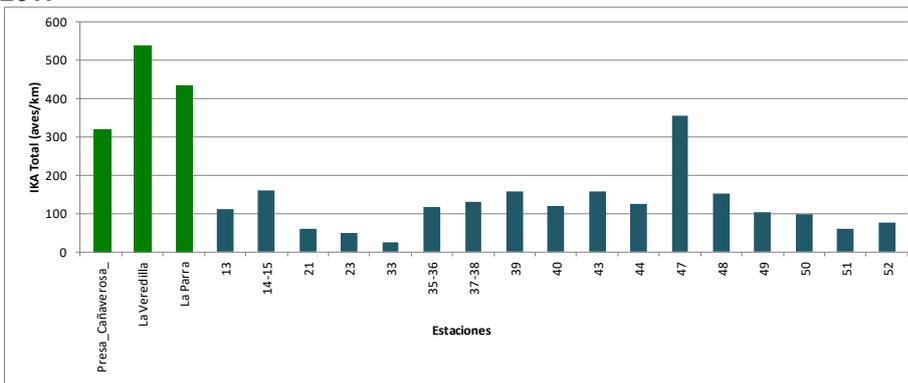


Figura 3.7.10: Variación de la abundancia total de aves, expresada como Índice Kilométrico de Abundancia (aves/km) calculado a partir de los transectos lineales, diferenciando las estaciones de referencia (en verde) y las de actuación (ordenadas longitudinalmente hacia aguas abajo del río). Arriba, evaluación inicial (2015), centro y abajo, muestreos post-actuación (2016 y 2017).

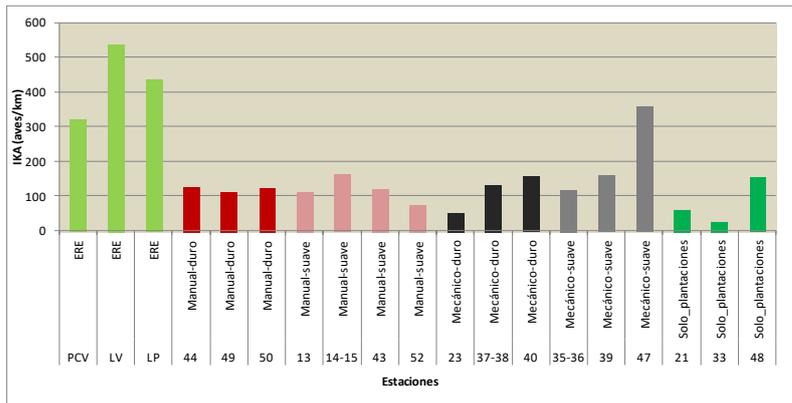
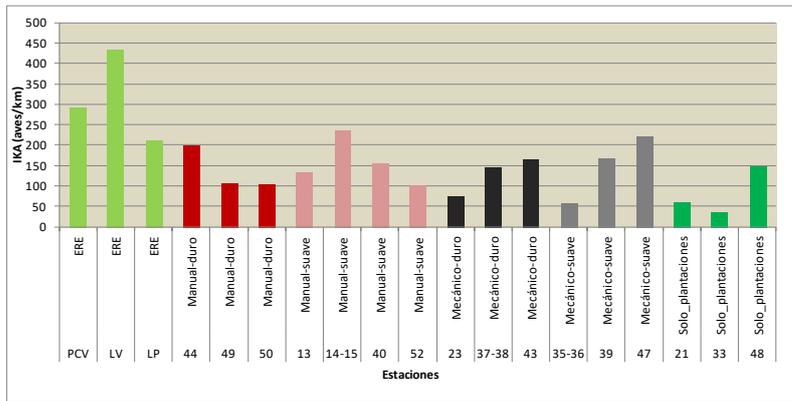
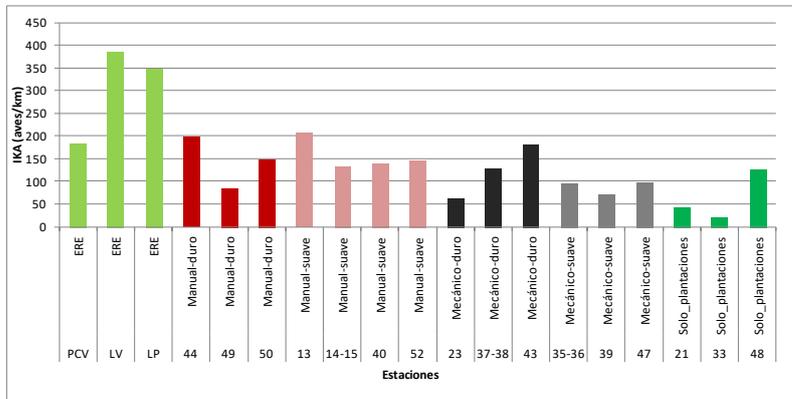


Figura 3.7.11: Variación de la abundancia total de aves, expresada como Índice Kilométrico de Abundancia (aves/km) calculado a partir de los transectos lineales, diferenciando las estaciones de referencia (en verde) y las de actuación (ordenadas longitudinalmente hacia aguas abajo del río). Arriba, evaluación inicial (2015), centro y abajo, muestreos post-actuación (2016 y 2017).



### 3.7.3. Comparación con otros programas de seguimiento

La riqueza total registrada por el método de trampeo con redes verticales (51 especies entre los muestreos de la evaluación inicial de 2015 y los dos primeros muestreos post-actuación de 2016 y 2017), sigue siendo inferior, aunque se aproxima a la que acumulan otros programas de anillamiento realizados en ambientes riparios de la región de Murcia (Vilar, 2015), como las estaciones de Archena, Río Quípar y El Menjú, donde se han capturado 56 especies diferentes. No obstante, dichos seguimientos se han extendido respectivamente a lo largo de 8, 5 y 8 años respectivamente, con un número mucho mayor de jornadas de anillamiento (Tabla 3.7.2). La última localidad (El Menjú) es la más cercana al ámbito cubierto por la evaluación inicial (se localiza aguas abajo, 5 km al sureste de la estación nº 52), y es la única que se incluye en el Proyecto RIPISILVA.

**Tabla 3.7.2:** Comparación de la riqueza de especies de diferentes comunidades forestales de aves, a partir de estudios realizados por distintos métodos de muestreo, en el entorno y el ámbito del proyecto RIPISILVA.

Biotopo y ámbito:	Terrestre Entorno LIFE	Ripario Entorno LIFE	Ripario LIFE	Ripario LIFE	Ripario LIFE
<b>Método muestreo</b>	Transectos lineales	Trampeo redes verticales	Trampeo redes verticales	Transectos lineales	Ambos métodos
<b>Referencia</b>	Hernández & Barberá (1997)	Vilar (2015)	Presente proyecto*	Presente proyecto*	Presente proyecto*
<b>Número de muestreos:</b>	17	208	36	100	136
<b>RIQUEZA TOTAL:</b>	<b>46</b>	<b>56</b>	<b>51</b>	<b>66</b>	<b>74</b>

(\*) 2015-17

Esas mismas comparaciones se pueden hacer entre los muestreos previos en áreas terrestres y riparias del entorno del proyecto LIFE, y los muestreos realizados en mayo-junio mediante transectos lineales (Tabla 3.4). En este caso la riqueza de especies acumulada (66 especies) es ya bastante superior a la obtenida en los anillamientos previos (56), y si se combinan los dos métodos utilizados en la evaluación previa y el seguimiento post-actuación del ámbito LIFE, la diferencia se acrecienta (74 especies).

Resulta cada vez más notoria la importancia de los hábitats riparios para las taxocenosis de aves forestales *sensu lato*, como prueba el considerable enriquecimiento de las comunidades de las zonas estudiadas con respecto al entorno no afectado por la influencia fluvial. Esta influencia diversificadora se



LIFE13 BIO/ES/1407

manifiesta incluso en momentos posteriores a la intensa perturbación que suponen las actuaciones de restauración en sus fases iniciales.

No obstante, este análisis sigue siendo preliminar, por cuanto se presentan las riquezas y abundancias brutas de las especies sin ningún tipo de depuración. Es decir, los indicadores de riqueza (como los de abundancia relativa) incluyen todas las especies registradas con independencia de la eficacia de cada método de muestreo para su detección, o del estatus de las mismas en los ambiente riparios. Cabe esperar que algunas especies residentes que se desplazan por estratos arbóreos altos o por encima de la vegetación resulten infrarrepresentadas en los trampeos con redes verticales, mientras que otras, como se ha observado, pueden ser capturadas en las estaciones de anillamiento pero pasar virtualmente desapercibidas en los transectos lineales. Estos últimos pueden resultar ineficaces en la detección de especies poco abundantes o muy sensibles a la presencia de observadores.

Con todo, los trampeos con redes complementan a los transectos lineales por el mayor esfuerzo (en términos de tiempo de actividad de las redes) que representan, lo que les permite registrar precisamente las especies raras o poco conspicuas, así como las especies accidentales, si bien en un menor número de estaciones de monitorización. Esta complementariedad es especialmente relevante en los primeros estadíos posteriores a las actuaciones de eliminación de EEIs, momento en el que los transectos lineales se muestran menos eficientes en el registro de especies que de forma efectiva estarían utilizando las áreas restauradas.

### 3.8. Moluscos terrestres

PENDIENTE DE ACTUALIZAR

### 3.9. Mamíferos semiacuáticos

Respecto al seguimiento de la nutria (*Lutra lutra*), uno de los mamíferos con mayor afinidad por las riberas fluviales, y una de las especies más emblemáticas de la zona (especie “bandera”), se ha incrementado el número de estaciones de monitoreo hasta llegar a un total de 24 en el área de estudio. En la presente campaña de muestreo se ha hecho menos uso de las cámaras de fototrampo. Aún así, se han podido hacer registros de la especie con buena calidad.



LIFE13 BIO/ES/1407

En esta ocasión, los muestreos de nutria se han basado en transectos de 100 metros por la ribera del río y coincidentes con algunas de las EMEs. Durante dichos recorridos se intentaba constatar la presencia de la especie mediante muestreo de excrementos o existencia de huellas.

Al igual que en la campaña del 2016, se procedió a la recogida del material para su posterior análisis genético. Los resultados de dichos análisis nos podrán decir el número de nutrias mínimo que habita la zona de estudio, así como su grado de simpatria con otras especies de mustélidos/mamíferos que normalmente habitan las zonas ribereñas.

Los resultados obtenidos de los muestreos (Figura 3.9.1), y teniendo en cuenta de que aun no tenemos una serie temporal suficiente para poder sacar conclusiones claras, parece que se sigue confirmando que esta especie se encuentra en expansión en el área de estudio. De hecho, seguimos creyendo que la nutria está siendo capaz de colonizar ciertas zonas en las que se creía difícil por la cantidad de impactos e impedimentos presentes. De todas formas, como ya apuntamos en el informe anterior, las fuertes oscilaciones de caudal diarias hacen difíciles la detección de huellas y excrementos en gran parte del tramo dado que éstos pueden ser arrastrados o borrados por la acción directa del agua.



Figura 3.9.1: Localidades en las que se detectó la presencia de nutria (*Lutra lutra*) en 2017.



Los servicios relativos al abastecimiento (Tabla 4.1) se pudieron muestrear una vez iniciados el proyecto, por eso se tienen datos de los años 2015 y 2016. En cuanto a la conductividad del agua dulce se ha visto un pequeño aumento. Sin embargo, haciendo recuento del total de especies de flora que se han obtenido en los muestreos, se ha observado un aumento considerable en el número de especies. Si bien es cierto que las repoblaciones que se hicieron durante finales del 2015 y principios del 2016 pueden haber sido las principales causante de este aumento, resulta interesante esperar a ver como evolucionará este parámetro durante el año 2017. En cuanto a las especies de fauna, las posibles disminuciones de especies han sido comentadas en cada apartado correspondiente. Aun así, hay que destacar que en los datos del año 2016 falta por sumarle las especies de moluscos terrestres que no pudieron ser analizadas en la pasada campaña.

**Tabla 4.2:** Evolución de los indicadores socio-económicos relativos a la regulación durante los años del proyecto.

Tipo de Servicio	Servicio	Indicador	2014	2015	2016
Regulación	Calidad del Agua	Concentración de Nitratos (mg/L)		1,09	4,76
		Conductividad		593,8	606,68
	Control de la Erosión	Sólidos en Suspensión en el agua (mg/L)		0,094	15,37
	Control Biológico	Nº Sps Exóticas Flora		12	12
		Nº Sps Exóticas Fauna		4	4
	Perturbaciones Naturales	Riadas (Magnitud)	0	0	0
		Riadas (Daños Económicos)	0	0	0
		Sequias (Magnitud)	0	0	0
		Sequias (Daños Económicos)	0	0	0

En cuanto a los indicadores relativos a la regulación (Tabla 4.2), vemos como ciertos parámetros referidos a la calidad del agua y al control de la erosión, han aumentado en el último año. Sin embargo, el número de especies exóticas tanto de flora como de fauna se ha mantenido, no habiéndose reportado ninguna presencia de especies exóticas nueva. Por suerte, durante el desarrollo del proyecto aún no se ha cuantificado ninguna perturbación natural que haya podido producir daños económicos.

**Tabla 4.3:** Evolución de los indicadores socio-económicos culturales durante los años del proyecto.

Tipo de Servicio	Servicio	Indicador	2014	2015	2016
------------------	----------	-----------	------	------	------



LIFE13 BIO/ES/1407

Tipo de Servicio	Servicio	Indicador	2014	2015	2016
Culturales	Actividades Recreativas	Licencias Pesca	2282	1953	
		Usuarios Actividades	1170	517	
		Nº Visitantes Observatorios	-	-	-
		Nº Actividades Voluntariado	30	9 (Hasta mayo 2015)	18 (de Junio 2015 a Nov. 2016)
	Mejora Estética	Valoración Estética	-	-	-
	Conocimiento Ecológico Local	Participación	364	171 (hasta mayo 2015)	969 (de Junio 2015 a Nov. 2016)
		Voluntariado			
		Nº Usuarios App RIPA_Natura	-	-	-
		Nº Visitas a la web	-	-	-
		Nº Descargas Manual EEI	-	-	-
	Educación Ambiental	Nº Talleres / Seminarios	8	7	5
		Participación En Talleres / Seminarios	933	1078	615

Analizando los indicadores culturales (Tabla 4.3), son estos en los que falta una mayor cantidad de información relativa al año 2016. Aunque se ha producido en varias ocasiones la petición de dicha información, los organismos encargados de proporcionarla no han respondido como debían. Por lo tanto estamos a la espera de recibir tal información para poder añadirla al informe. En cuanto a las actividades de voluntariado, hemos recogido el mayor número de datos posible (tanto de número de actividades como de participantes), pero intuimos que aun faltan actividades por registrar, lo que incrementaría los valores de dichos indicadores. Caso similar ocurriría con los talleres y la participación en los mismos. Estos valores se irán actualizando conforme se siga recibiendo información.

Tabla 4.3: Evolución de los indicadores socio-económicos durante los años del proyecto.

Tipo de Servicio	Servicio	Indicador	2014	2015	2016
Socio Económicos	Empleo Verde	Nº Empresas Locales	12	12	12
	Buenas Prácticas Agrícolas	Nº Agricultores Custodia	1	3	3



Incendios	Nº Incendios	18	23	5
	Superficie Afectada (Ha)	2,85	3,07	0,55

Nuevamente, en cuanto a los indicadores socio-económicos (Tabla 4.4), nos vuelven a faltar datos que puedan completar los valores de las tablas. Los iremos incorporando conforme los vayamos recibiendo.

## 5. Agradecimientos

Agradecer a todas las personas que han colaborado en los muestreos e identificación de ejemplares y restos de los distintos grupos taxonómicos: F. Picazo (macroinvertebrados acuáticos), E. E. Dettori (mamíferos), A. Meseguer (moluscos), F. Lisón (quirópteros) y F. García-Castellanos (aves). Además, a todas las personas colaboradoras de ANSE que también han ayudado en los distintos muestreos.

## 6. 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.

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.

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

Bruno, D., Zapata, V.M., Velasco, J., Millán, A., Calvo, J.F. & Robledano, F. 2016. *Evaluación anual (2016) del estado ecológico de las estaciones de monitoreo del proyecto LIFE+ RIPISILVANATURA - LIFE13 BIO/ES/1407*. Universidad de Murcia.

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.



Lisón, F., Yelo, N. D.; Haz, A. & Calvo, J. F. 2010. Contribución al conocimiento de la distribución de la fauna quiropterológica en la Región de Murcia. *Galemys, Spanish Journal of Mammalogy* 22 (1): 11-28.

Lisón, F., Aledo, E. & Calvo, J. F. 2011. Los murciélagos (Mammalia: Chiroptera) de la Región de Murcia (SE España): distribución y estado de conservación. *Anales de Biología* 33: 79-92.

Lisón, F. & Calvo, J. F. 2013. Ecological niche modelling of three pipistrelle bat species in semiarid Mediterranean landscapes. *Acta Oecologica* 47: 68-73

Lisón, F. & Calvo, J. F. 2014. Bat activity over small ponds in dry Mediterranean forests: implications for conservation. *Acta Chiropterologica* 16: 95-101

Lisón, F. 2015. Murciélago hortelano meridional – *Eptesiscus isabellinus*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A. y Barja, I. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://vertebradosibericos.org/>

Lisón, F., López-Espinosa, J. A., Calvo, J. F. & Jones, G. 2015. The diet of the meridional serotine *Eptesiscus isabellinus* (Temminck, 1840) in an urban semiarid Mediterranean landscape. *Acta Chiropterologica* 17: 371-378.

Martínez, D. & García, D (2015). Disentangling habitat use by frugivorous birds: Constant interactive effects of forest cover and fruit availability. *Basic and Applied Ecology* 16: 460–468.

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

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.



# RIPISILVA

71



LIFE13 BIO/ES/1407

## ANEXO I. Teselas muestreadas

Localización de las EMEs indicándose los grupos taxonómicos muestreados (GT) en cada tesela.

Tesela	Localidad	Actuación	X	Y	EME	GT
7	Cortijo de Cañaverosa	3 b	614396	4237993	1	V,RQI, Ar
9	Aguas arriba presa cañaverosa 2	2 a	612650	4238469	1	V,RQI
12	Aguas abajo presa cañaverosa	3 a	611636	4237643	1	V,RQI, At
14	Puente de Tablas 1	3 b	610982	4237607	1	V,RQI, Ma,At
19	Desembocadura Río Moratalla	2 b	612355	4235476	1	V,RQI, Ma,M
21	Santuario de la Esperanza	4	612607	4235954	1	V,RQI, At
23	Elevador trasvase aguas abajo	2 a	613669	4235227	1	V,RQI, M, At
35	La maestra	2 b	622767	4233006	1	V,RQI, Ma, At
37	Soto de la Mulata	2 a	623108	4233225	1	V,RQI, Ma,At ,Q,Ar
39	Río Muerto	2 b	628293	4233465	1	V,RQI, M,Ma ,Q
40	La Torre	2 a	630188	4233169	1	V,RQI, At,Mt, Ma
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
47	Aguas abajo de la parra 2	2 b	631773	4232975	1	V,RQI
48	Río Segura aguas arriba aula naturaleza 1	4	632762	4233475	1	V,RQI, At,M
49	Río Segura aguas arriba aula naturaleza 2	3 a	632948	4233506	1	V,RQI, At
50	Aula naturaleza	3 a	633384	4233700	1	V,RQI,

# RIPISILVA

Tesela	Localidad	Actuación	X	Y	EME	GT
52	Aguas debajo de Playa del HachÝs	3 b	634948	4234118	1	M,At V,RQI, At

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: Listado de especies vegetales riparias nativas y exóticas en el área de estudio.

Especies nativas	
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	<i>Phragmites australis</i> (Cav)Trin. Ex. Steudel
<i>Anthyllis cytisoides</i> L.	<i>Pinus halepensis</i> Mill.
<i>Apium graveolens</i> L.	<i>Pinus pinea</i> L.
<i>Apium nodiflorum</i> (L.) Rchb	<i>Pistacia lentiscus</i> L.
<i>Artemisia campestris</i> L.	<i>Piptatherum miliaceum</i> (L.) Coss
<i>Asparagus acutifolius</i> L.	<i>Phoenix dactylifera</i> L.
<i>Asparagus horridus</i> L.	<i>Populus alba</i> L.
<i>Asparagus officinalis</i> L.	<i>Populus nigra</i> L.
<i>Atriplex halimus</i> L.	<i>Populus x canadensis</i> Moench
<i>Brachypodium phoenicoides</i> (L.) Roem. & Schult	<i>Potentilla reptans</i> L.
<i>Brachypodium retusum</i> (Pers.) Beauv.	<i>Prunus dulcis</i> (Mill.) D.A. Webb
<i>Bryonia dioica</i> Jacq.	<i>Prunus domestica</i> L.
<i>Carex pendula</i> Huds.	<i>Psoralea bituminosa</i> L.
<i>Celtis australis</i> L.	<i>Punica granatum</i> L.
<i>Cistus albidus</i> L.	<i>Pyrus communis</i> L.
<i>Cistus clusii</i> Dunal	<i>Quercus rotundifolia</i> Lam.
<i>Cistus monspeliensis</i> L.	<i>Retama sphaerocarpa</i> (L.) Boiss.
<i>Cladium mariscus</i> L.	<i>Rhamnus alaternus</i> L.
<i>Clematis vitalba</i> L.	<i>Rhamnus lycioides</i> L.
<i>Coriaria myrtifolia</i> L.	<i>Rorippa nasturtium-aquaticum</i> (L.) Hayek
<i>Cynanchum acutum</i> L.	<i>Rosa canina</i> L.
<i>Cyperus fuscus</i> L.	<i>Rubia peregrina</i> L.
<i>Cyperus longus</i> L.	<i>Rubus caesius</i> L.
<i>Daphne gnidium</i> L.	<i>Rubus ulmifolius</i> Schott.
<i>Desmazeria rigida</i> (L.) Tutin	<i>Ruscus aculeatus</i> L.
<i>Digitalis obscura</i> L.	<i>Saccharum ravennae</i> (L.) Murray
<i>Dittrichia viscosa</i> (L.) Greuter	<i>Salix alba</i> L.
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> Scop.	<i>Salix atrocinerea</i> Brot.
<i>Dorycnium rectum</i> (L.) Ser.	<i>Salix babylonica</i> L.
<i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.	<i>Salix eleagnos</i> Scop.
<i>Elymus hispidus</i> (Opiz) Melderis	<i>Salix fragilis</i> L.
<i>Ficus carica</i> L.	<i>Salix purpurea</i> L.
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl.	<i>Sambucus nigra</i> L.
<i>Hedera helix</i> L.	<i>Samolus valerandi</i> L.
<i>Helychrisum stoechas</i> (L.) Moench	<i>Satureja intricata</i> Lange
<i>Imperata cylindrica</i> (L.) Raeuschel	<i>Scirpus holoschoenus</i> L.
<i>Iris pseudacorus</i> L.	<i>Scirpus maritimus</i> L.
<i>Juglans regia</i> L.	<i>Sedum sediforme</i> (Jacq.) Pau

## Especies nativas

<i>Juncus acutus</i> L.	<i>Smilax aspera</i> L.
<i>Juncus articulatus</i> L.	<i>Sorghum halepense</i> (L.)
<i>Juncus inflexus</i> L.	<i>Suaeda vera</i> Forskål ex J.F. Gmelin
<i>Juncus maritimus</i> Lam.	<i>Tamarix boveana</i> Bunge
<i>Juniperus oxycedrus</i> L.	<i>Tamarix canariensis</i> Willd.
<i>Juniperus phoenicea</i> L.	<i>Tamarix gallica</i> L.
<i>Laurus nobilis</i> L.	<i>Thalictrum speciosissimum</i> L.
<i>Lonicera biflora</i> Desf.	<i>Typha angustifolia</i> L.
<i>Lysimachia ephemerum</i> L.	<i>Typha dominguenis</i> (Pers.) Steud.
<i>Marrubium vulgare</i> L.	<i>Ulmus minor</i> Mill.
<i>Mentha suaveolens</i> Ehrh.	<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.
<i>Nerium oleander</i> L.	<i>Vitex agnus-castus</i> L.
<i>Olea europaea</i> L. var. <i>sylvestris</i> Brot.	<i>Vitis vinifera</i> L.
<i>Osyris lanceolata</i> Hochst. & Steud.	<i>Zygophyllum fabago</i> L.
<i>Phyllirea angustifolia</i> L.	

75

## Especies exóticas

<i>Acacia retinoides</i> Schldl.
<i>Agave americana</i> L.
<i>Arundo donax</i> L.
<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dehnh.
<i>Eleagnus angustifolia</i> L.
<i>Opuntia maxima</i> Mill.
<i>Morus alba</i> L.
<i>Platanus orientalis</i> L.
<i>Nicotiana glauca</i> R.C. Graham
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.
<i>Salix babylonica</i> L.
<i>Styphnolobium japonicum</i> (L.) Schott



LIFE13 BIO/ES/1407

## ANEXO III. Anexo Fotográfico de las EMEs

TESELA9 (25/05/2017)



76

TESELA 23 (15/05/2017)



# RIPISILVA

TESELA 35 (06/06/2017)



77

TESELA 39 (11/05/2017)



LIFE13 BIO/ES/1407

# RIPISILVA

TESELA 44 (02/05/2017)



TESELA 47 (02/05/2017)



# RIPISILVA

TESELA 51 (11/05/2017)



79



LIFE13 BIO/ES/1407