

EVALUACIÓN ANUAL (2016) DEL ESTADO ECOLÓGICO DE LAS ESTACIONES DE MONITOREO DEL PROYECTO LIFE+ RIPISILVANATURA

LIFE13 BIO/ES/1407

JULIO 2016

 RIPISILVA

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



Contenido

1. Introducción	5
2. Área de estudio y metodología	5
3. Resultados y Discusión	7
3.1 Composición y cobertura en Hábitats Riparios Autóctonos (HRAs)	8
3.2 Calidad de las riberas (RQI).....	18
3.3 Densidad y altura de la caña (Arundo donax).....	31
3.4. Calidad del agua	34
3.5. Macroinvertebrados acuáticos	37
3.6 Aves.....	42
3.7. Moluscos terrestres.....	62
3.8. Mamíferos semiacuáticos.....	62
3.9. Quirópteros.....	63
4. Agradecimientos	66
5. Referencias	66
ANEXO I. Teselas muestreadas	69
ANEXO II: Listado de especies vegetales riparias nativas y exóticas en el área de estudio.	71
ANEXO III. Anexo Fotográfico de las EMEs	73



1. Introducción

A continuación se presenta la evaluación anual (2016) 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).

Resaltar que dado el escaso tiempo transcurrido entre las actuaciones de control de caña y la evaluación de éste año (menos de 6 meses), no se puede ser concluyente acerca de la efectividad de las distintas técnicas, mantenimiento y especies utilizadas. No obstante, es de prever que la adición de datos de futuros muestreos permitirá evaluar la eficacia de cada tratamiento en la eliminación de especies exóticas en general y de la caña en particular.

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). En dicho tramo se han llevado a cabo las actuaciones de corta de cañas y de plantación de especies vegetales autóctonas en un total de 44 teselas, entre febrero y marzo del año 2016.

Tras las actuaciones, se ha muestreado la red de monitoreo (EREs estaciones de referencia y EMEs de actuación) establecida inicialmente.



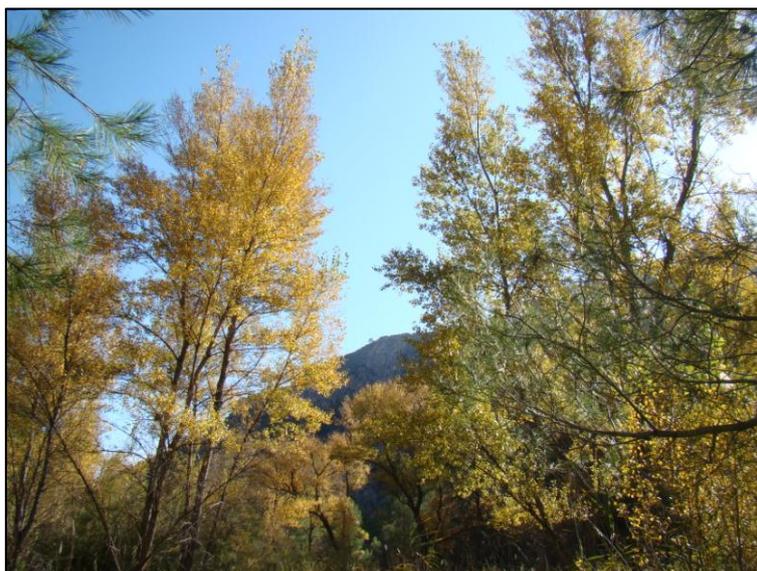


Figura 2.1: Tramo superior del proyecto dominado por *P. nigra*

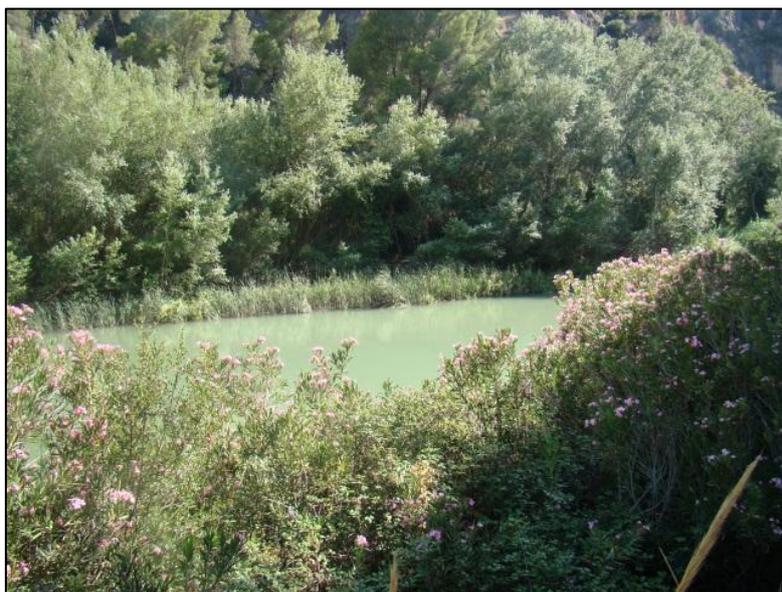


Figura 2.2: Tramo inferior del proyecto con presencia de *Nerium oleander*

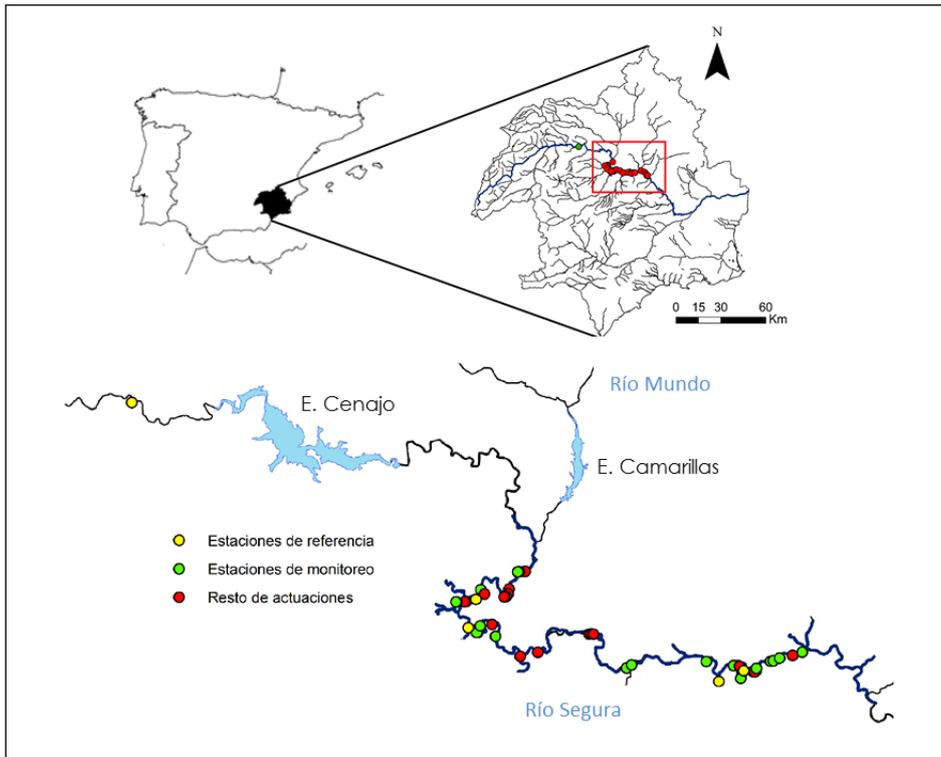


Figura 2.3: Localización del tramo de actuación en el río Segura (Cuenca del Segura), con las estaciones de referencia, monitoreo y resto de actuaciones de restauración. También se muestran los embalses existentes.

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 fisionomía del hábitat ripario, macroinvertebrados acuáticos, aves, moluscos terrestres, quirópteros, nutria y rata de agua.

3. Resultados y Discusión

Una vez caracterizadas e inventariadas todas las zonas de actuación y tras la ejecución de las primeras actuaciones, como patrón general más destacable se observa un leve descenso en los valores de calidad de las distintas comunidades biológicas y parámetros físico-químicos del agua. Este patrón resulta normal y esperable dada la proximidad temporal de las

actuaciones de corta y revegetación que tienen un impacto inicial significativo en las EMEs estudiadas, reduciendo drásticamente la cobertura vegetal, aún cuando la eliminación de EEIs va acompañada de un reemplazamiento por especies riparias autóctonas.

Aunque el objetivo es que la cobertura inicial de la caña sea sustituida principalmente por especies del hábitat 92A0, el desarrollo de las especies plantadas no es todavía suficiente para cubrir el espacio dejado por éstas. Esto afecta tanto a parte de la biodiversidad asociada a las riberas (ej. aves, moluscos terrestres) como a los parámetros fisicoquímicos y biodiversidad acuática en los tramos de actuación reciente. Encontramos que tanto la riqueza de especies riparias como los valores de los índices aplicados es muy variada entre las distintas zonas de actuación, siendo la riqueza la que más variaciones temporales presenta, probablemente como consecuencia de las actuaciones de revegetaciones en las EMEs.

3.1 Composición y cobertura en Hábitats Riparios Autóctonos (HRAs)

Antes de iniciar el desarrollo de los resultados, cabe remarcar una vez más el carácter preliminar de esta evaluación dada la reciente ejecución de las actuaciones. Se prevé que conforme aumenten el número de cortas en cada tesela, las tendencias quedarán mejor definidas en el espacio y en el tiempo.

Tras la primera corta y plantación de especies riparias autóctonas en las EMEs, se ha observado cómo se mantiene un predominio y aumenta la abundancia de ciertas especies nativas arbóreas que ya existían en las zonas de actuación. Estas especies son *Populus alba*, *P. nigra* o *Fraxinus angustifolia*. Por otro lado, se ha producido la eliminación accidental de algunos ejemplares nativos de escaso porte en los procesos de corta (especialmente en los mecánicos). No obstante, por lo general se ha incrementado el número de especies en las teselas (Figuras 3.1.1 y 3.1.2), dados los numerosos ejemplares plantados o en proceso (> 2000 pies arbóreos y > 9000 arbustivos; Figuras 3.1.3 y 3.1.4). Esta tendencia se ha observado en todos los tipos de tratamiento (Figura 3.1.5). Si tenemos en cuenta los datos de cada EME por separado, se confirma el hecho de que existen más teselas en las que la riqueza de vegetación, o ha aumentado o se ha mantenido, en comparación con teselas en las que dicha riqueza ha disminuido (Figura 3.1.2).

Finalmente, en la actualidad se observa que, en general, las estaciones situadas en la parte superior del tramo presentan una mayor riqueza de especies que las situadas en la parte inferior (Figura 3.1.1)

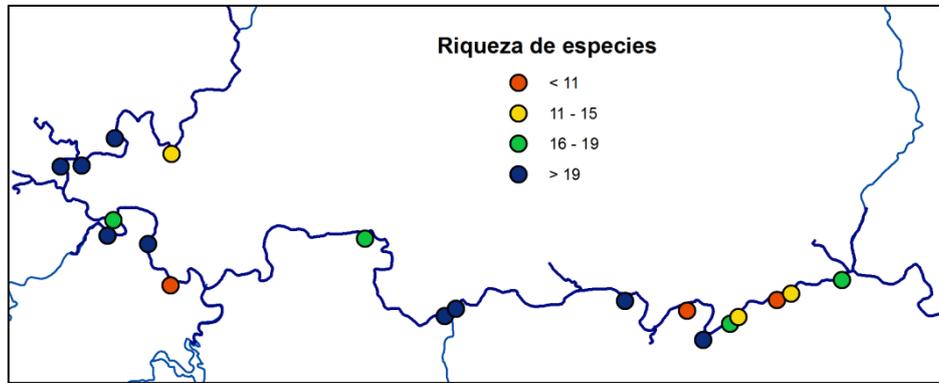


Figura 3.1.1: Riqueza de especies en cada EME, 2016.

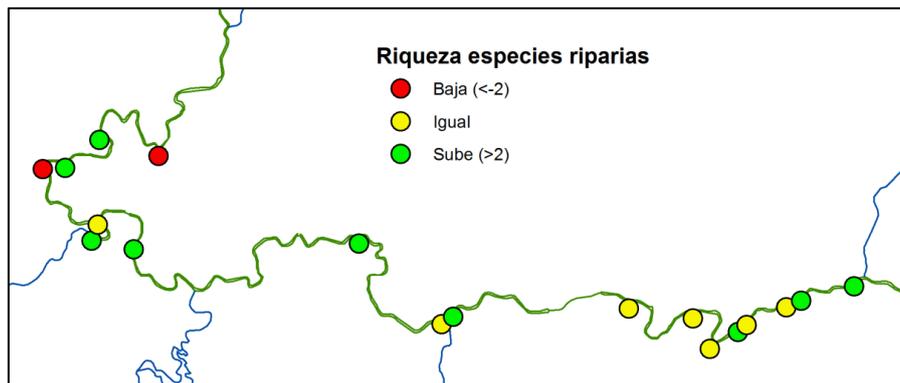


Figura 3.1.2: Evolución de la riqueza de especies en cada EME. Se considera que aumenta o disminuye cuando se produce un cambio de al menos dos especies.

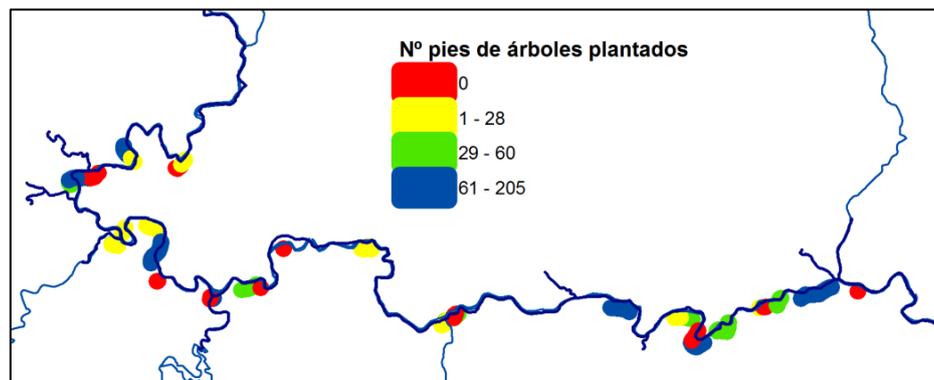


Figura 3.1.3: Número de pies plantados de árboles en las teselas de actuación, 2016.

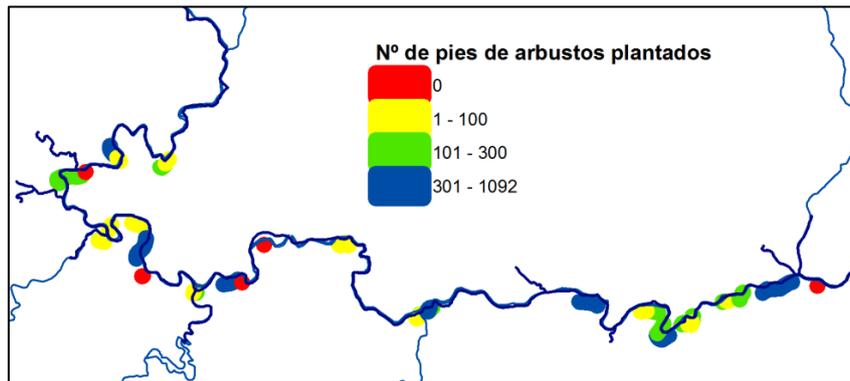


Figura 3.1.4: Número de pies plantados de arbustos en las teselas de actuación

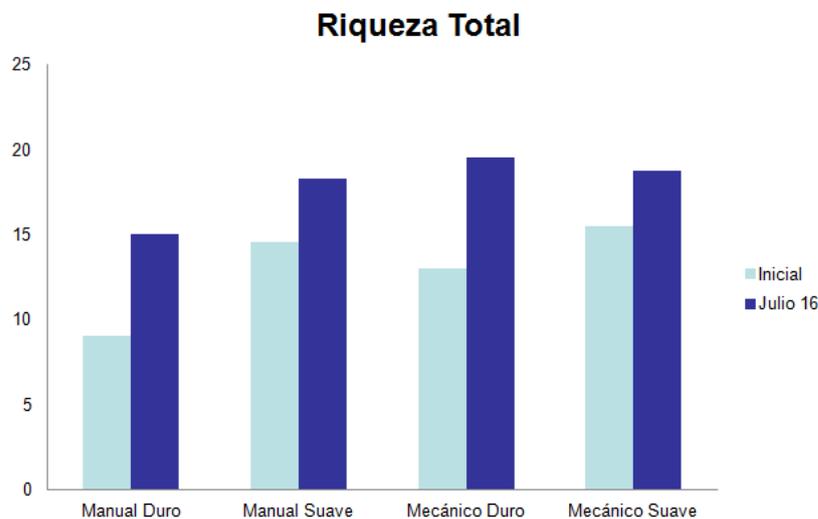


Figura 3.1.5: Riqueza comparada de especies de vegetación entre el diagnóstico inicial y tras la primera corta, y por tratamiento.

Si los datos se analizan por bandas riparias, vemos cómo de igual manera se incrementa la riqueza de especies de vegetación (Figuras 3.1.6 y 3.1.8), siendo más claro este aumento en la banda más próxima al agua (Figuras 3.1.7 y 3.1.9), ya que esta zona es la que presentaba una mayor cobertura y densidad de cañas al inicio del proyecto. Esto puede ser debido a que, además de que se ha producido la plantación de especies, tras la corta de la caña la capacidad de detección de especies es mayor en esta zona próxima al río.

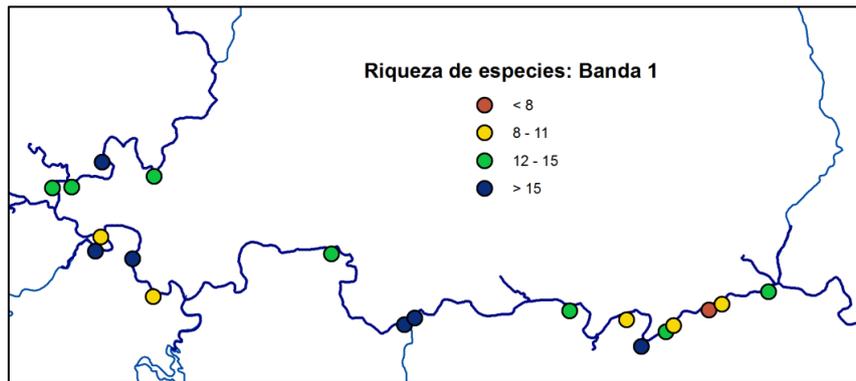


Figura 3.1.6: Riqueza encontrada en la banda riparia 1 a lo largo de las EMEs del área de estudio, 2016.

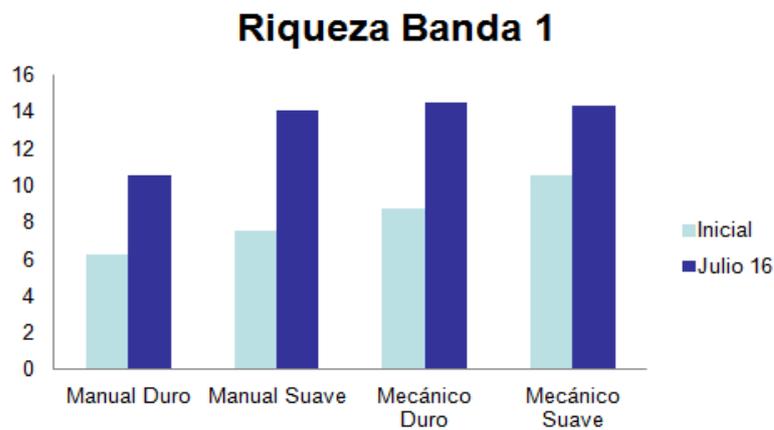


Figura 3.1.7: Riqueza comparada de especies de vegetación entre el informe inicial y tras la primera corta y por tratamiento, para la banda riparia más próxima al cauce.

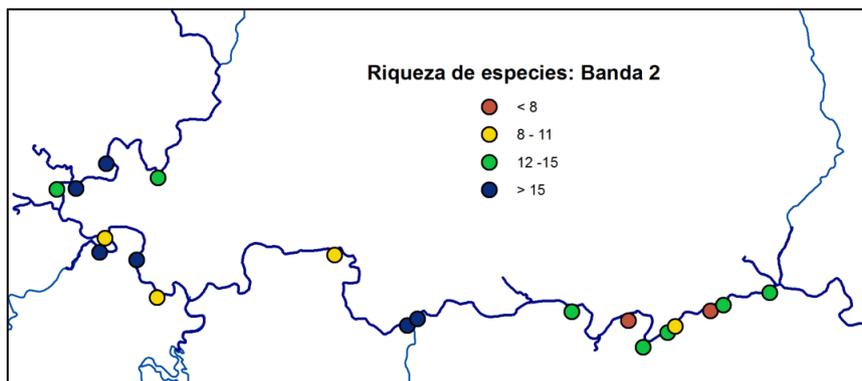


Figura 3.1.8: Riqueza encontrada en la banda riparia 2 a lo largo de las EMEs del área de estudio, 2016

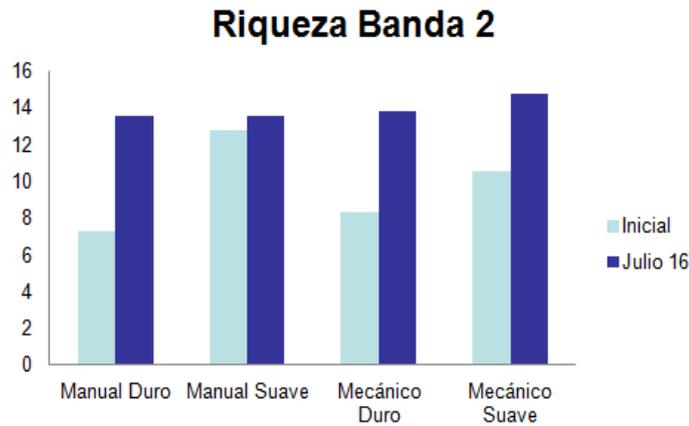


Figura 3.1.9: Riqueza comparada de especies de vegetación entre el informe inicial y tras la primera corta y por tratamiento, para la banda riparia más alejada al cauce.

Sin entrar a discutir las especies exóticas (EEIs) que aparecen, se han comparado las coberturas de las mismas antes de la actuación (diagnóstico inicial) y tras las primeras cortas (Figura 3.1.10). No se observa ninguna tendencia clara, pudiendo haber aumentado o disminuido la cobertura según la tesela (Figura 3.1.11). Sí que se observa una menor densidad general dentro de esas manchas ocupadas por *Arundo donax*.

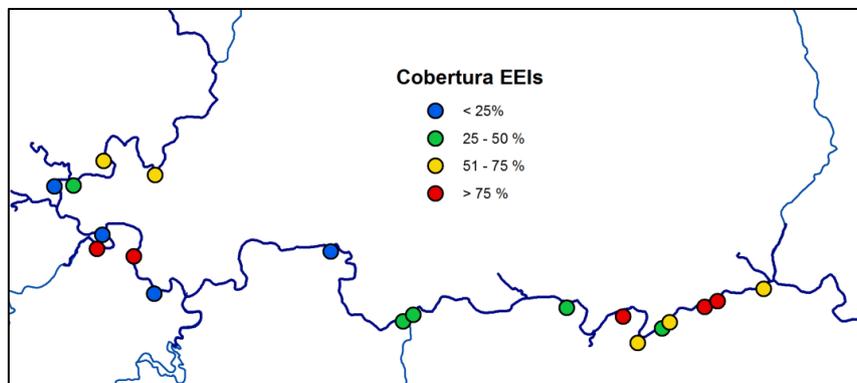


Figura 3.1.10: Cobertura de especies exóticas en las EMEs a lo largo del área de estudio, 2016

Cobertura Sps Exóticas

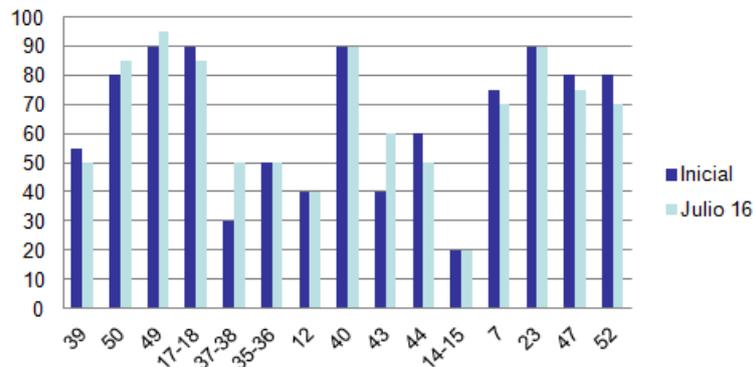


Figura 3.1.11: Cobertura de especies exóticas en cada una de las teselas del seguimiento antes y después del tratamiento.

La corta de la caña puede suponer una respuesta agresiva por parte de otras especies exóticas, de ahí que se haya podido ver, aunque de forma puntual, cómo en algunas teselas su cobertura ha aumentado de manera notable (Figura 3.1.12). Además, tal y como se indica en el proyecto, hacen falta numerosas cortas de mantenimiento para poder hacer descender significativamente la cobertura de *A. donax*.

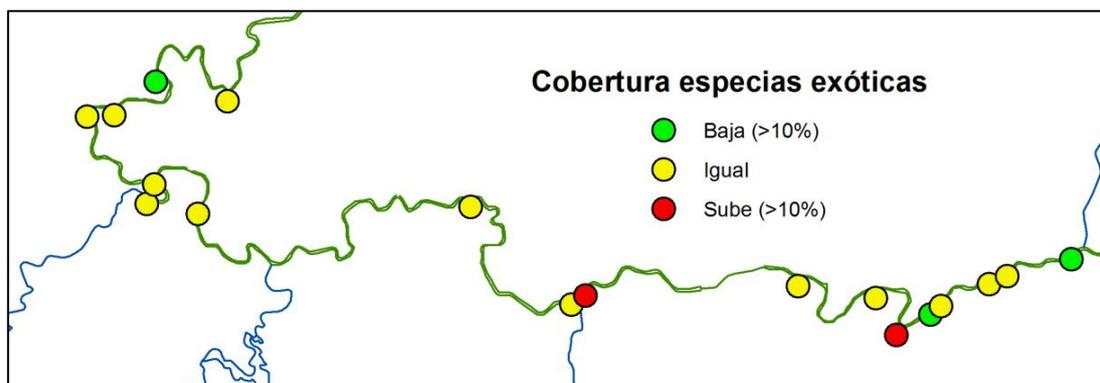


Figura 3.1.12: Evolución en la cobertura de especies exóticas en cada tesela. Se considera que aumenta o disminuye cuando se produce un cambio de al menos el 10%.

Para la cobertura de especies nativas tampoco existen patrones claros. Se puede ver como muchas de las EMEs aún están con porcentajes menores del 50% de vegetación nativa (Figura 3.1.13). Hay teselas donde se han producido claros aumentos de cobertura y otras en las que sin embargo ha disminuido (Figura 3.1.14). Esto mismo se puede apreciar si observamos el mapa de variaciones de cobertura en cada una de las teselas (Figura 3.1.15).

La reducción puede deberse a la pérdida de cobertura de ejemplares nativos de bajo porte, especialmente los de los estratos arbustivo y herbáceo (Figura 3.1.16, Figura 3.1.20 y Figura 3.1.21)

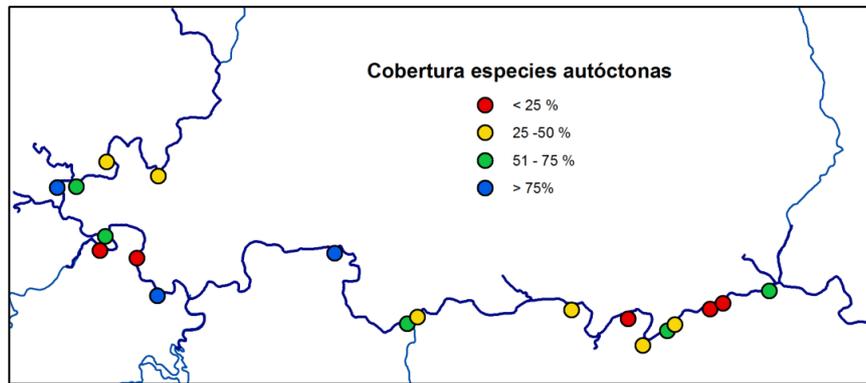


Figura 3.1.13: Cobertura de especies nativas en las EMEs a lo largo del área de estudio, 2016

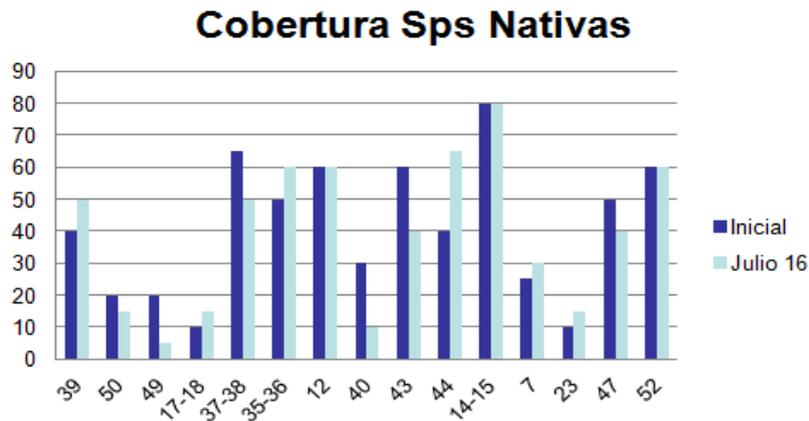


Figura 3.1.14: Cobertura de especies nativas en cada una de las teselas del seguimiento antes y después del tratamiento.

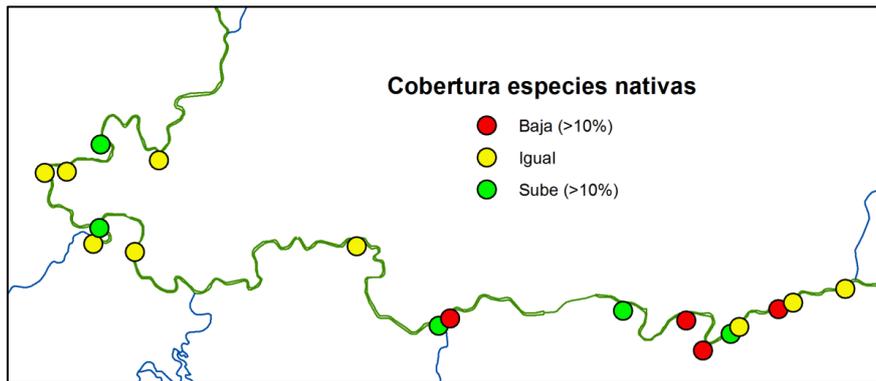
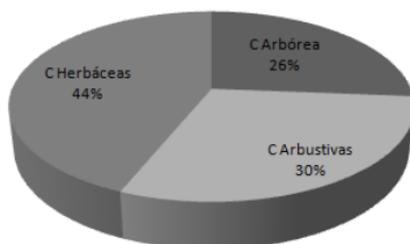


Figura 3.1.15: Evolución en la cobertura de especies nativas en cada tesela. Se considera que aumenta o disminuye cuando se produce un cambio de al menos el 10%.

Con relación a la distribución de coberturas, según los estratos de vegetación (Figura 3.1.16), observamos cómo se ha conseguido un aumento en la cobertura arbórea, aunque éste no se ha producido en el estrato arbustivo. Como ya se ha mencionado con anterioridad, el riesgo de tala o corta accidental del estrato arbustivo es mayor que el de los otros grupos. Esto puede haber influido en dicha disminución. Aún así, la plantación de individuos de especies de porte arbustivo ha sido alta, por lo que se prevé que con el crecimiento de estos ejemplares, la cobertura de especies arbustivas aumente en el medio plazo.

Distribución Cobertura Nativas



Distribución Cobertura Nativas

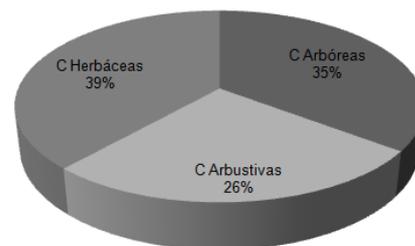


Figura 3.1.16.: Cobertura de cada estrato de vegetación de especies nativas antes de la corta de la caña (izquierda, 2015) y tras la misma (derecha, 2016).

Mirando cada una de las teselas de manera individualizada se corrobora el hecho de que la cobertura de vegetación arbórea ha aumentado, o por lo menos son pocas las teselas en las que ha disminuido de manera notable. Este incremento radica en el hecho de que había una escasa presencia del estrato arbóreo en numerosas teselas, por lo que cualquier aumento o plantación de

especies arbóreas contribuye significativamente a una mayor cobertura. Aún así, existe una cobertura arbórea bastante baja en la mayoría de las teselas (Figuras 3.1.17 y 3.1.18), por lo que no estaría de más incluir un mayor número de ejemplares arbóreos en las reposiciones de marras que se van a realizar en otoño.

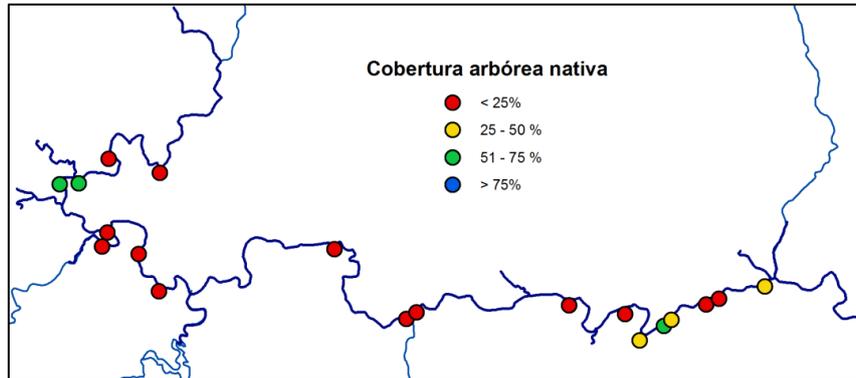


Figura 3.1.17: Cobertura de especies arbóreas nativas en las EMEs, 2016.

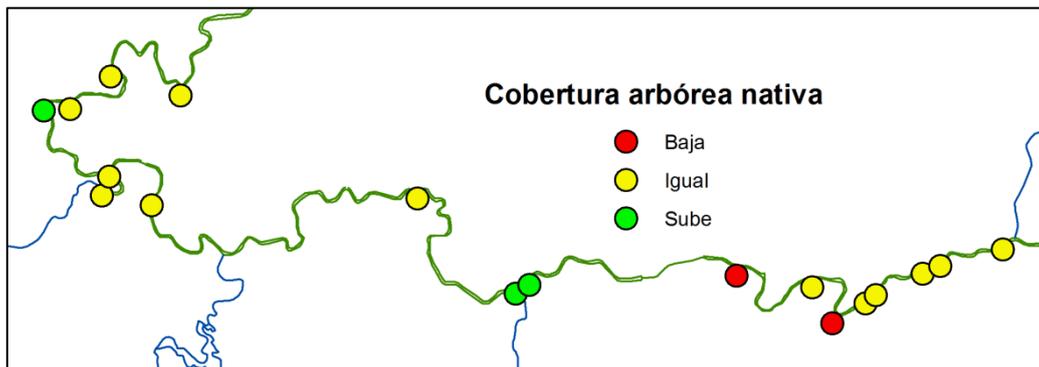


Figura 3.1.18: Evolución de la cobertura de especies arbóreas nativas en las EMEs

También se observa como el estrato arbustivo ha sufrido una pérdida de cobertura en un mayor número de teselas sobre todo en las ubicadas en la parte baja del tramo de estudio. Además, se parte de unas coberturas bajas de especies arbustivas (Figuras 3.1.19 y 3.1.20) por lo que debe ser un objetivo prioritario conseguir la consolidación del estrato arbustivo. Para este fin debe evitarse la corta de especies arbustivas durante el desarrollo de las actuaciones. Esto es extensible, incluso, a arbustos que siendo nativos, tienen un claro carácter oportunista como *Rubus ulmifolius*. Aunque su abundancia está reflejando cierta degradación riparia, es necesaria su presencia como escalón intermedio para lograr unas comunidades riparias íntegras y competir con la caña por el espacio ripario. Por lo tanto, se recomienda extremar la precaución en las sucesivas cortas para, en la medida de lo posible, reducir la

pérdida de arbustos al mismo tiempo que se aumenta la cobertura nativa de especies mediante las revegetaciones y cortas periódicas.

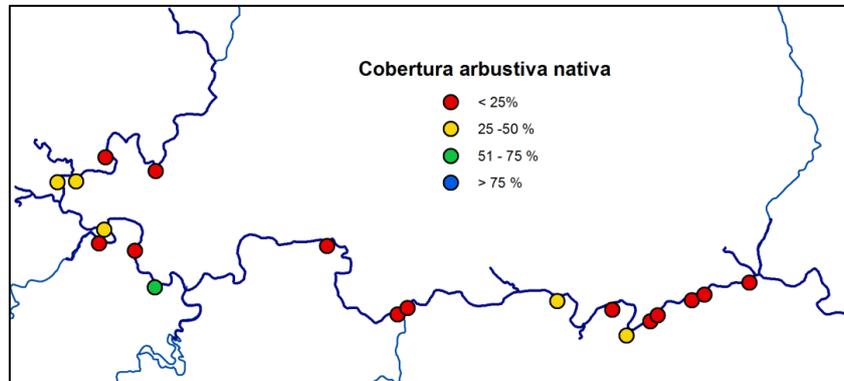


Figura 3.1.19: Cobertura de especies arbustivas nativas en las EMEs, 2016.

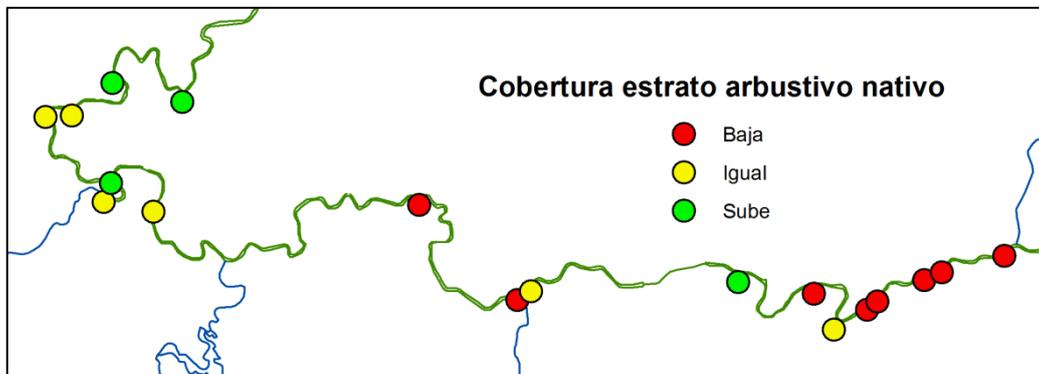


Figura 3.1.20: Evolución de la cobertura de especies arbustivas nativas en las EMEs.

En cuanto a la vegetación herbácea, también ha sufrido pérdidas distribuidas por todas las teselas a lo largo del área de actuación teniendo una baja representación en términos porcentuales (Figuras 3.1.21 y 3.1.22). Este hecho era esperable ya que muchas veces las especies nativas herbáceas son difíciles de distinguir y localizar durante los trabajos de ejecución, dada la dominancia de la caña. Además, a este hecho se le suma que parte de estas especies son de carácter anual y sufren fuertes variaciones temporales lo que puede influir en el descenso de los valores observados.

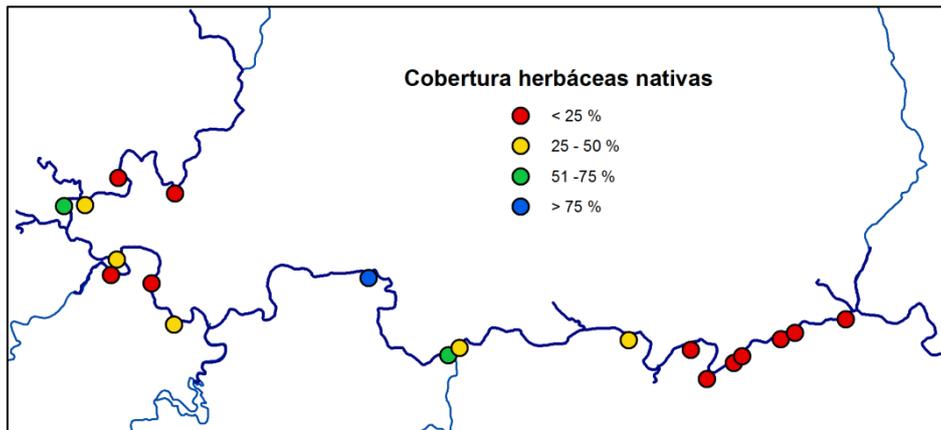


Figura 3.1.21: Cobertura de especies herbáceas nativas en las EMEs, 2016.

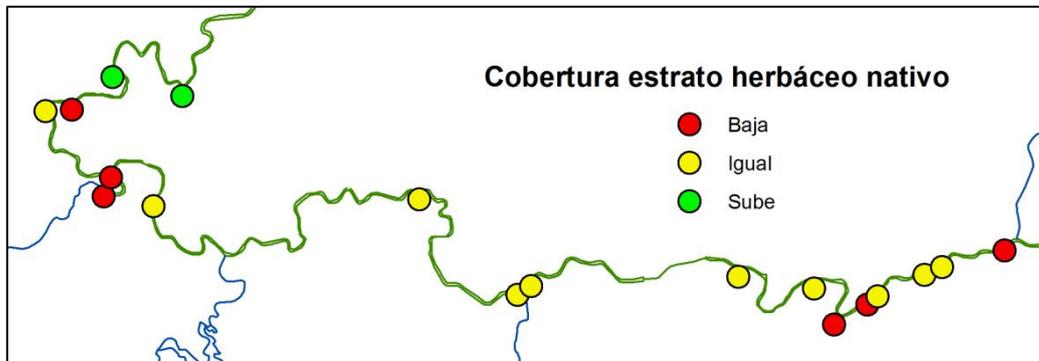


Figura 3.1.22: Evolución de la cobertura de especies herbáceas nativas en las EME.

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

Aunque se observa una ligera mejora en las dimensiones laterales de alguna EME, especialmente en los espacios naturales protegidos existentes en el área de estudio (Sotos de Cañaverosa y Cañón de Almadenes), en general, no se ha apreciado una modificación significativa de las dimensiones laterales de las zonas riparias. Esta situación era esperable dado que estas EMEs ofrecen una situación favorable (menos presiones de los usos del suelo adyacentes), mientras que en la mayoría de zonas de actuación la disponibilidad de espacio lateral se encuentra fuertemente limitado por las actividades humanas, principalmente agrícolas.

Además, aunque existen algunas acciones destinadas a mejorar la conectividad lateral en algunos tramos del proyecto (Acción C2 de deslinde del dominio público hidráulico y subacción C7.1 de eliminación de motas), éstas todavía no han sido realizadas.

Por otro lado, aunque la anchura riparia es básica para una exitosa restauración ya que es la que va a permitir que se desarrollen riberas complejas y estructuradas, la mayor parte de actuaciones de restauración van dirigidas a aumentar la conectividad longitudinal y la integridad ecológica de las riberas. De hecho, al igual que en la evaluación inicial, se sigue observando una menor dominancia de *Arundo donax* a mayor anchura de ribera, lo que aumenta la probabilidad del éxito de las actuaciones en esas EMEs.

En la fase de muestreo preliminar fue difícil encontrar zonas riparias anchas (sotos) donde dominara la caña, lo que denota la dificultad que tiene *Arundo donax* para invadir riberas íntegras y bien estructuradas (dado su carácter oportunista y dificultad para competir con especies riparias nativas especialistas de este tipo de ambientes, si éstas están óptimamente establecidas).

La Figura 3.2.1 muestra el estado actual de las EMEs en referencia al apartado 1 del índice RQI.

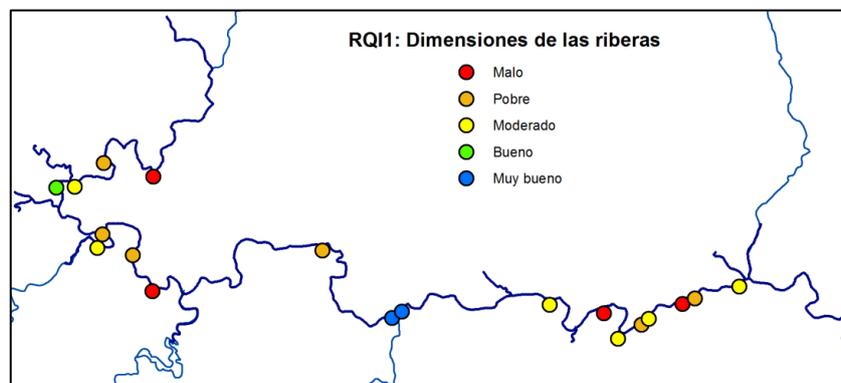


Figura 3.2.1: Estado de las riberas en las EMEs según las dimensiones riparias (RQI1), 2016.

Finalmente resaltar que aunque las riberas en general no han mostrado un aumento de sus dimensiones laterales de manera global (Figura 3.2.2), sí que se observa una ampliación de la anchura riparia ocupada por especies autóctonas. Así, aunque las actividades humanas en la zona dificulten enormemente el aumento de la dimensión lateral total, sí que vamos a obtener un aumento de la anchura de las formaciones riparias autóctonas tras

reemplazar a las EEIs y más concretamente a *A. donax* en algunas zonas de actuación.

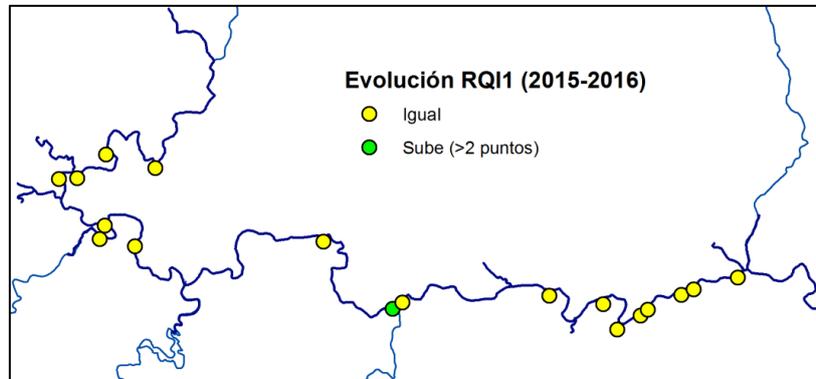


Figura 3.2.2: Evolución del RQI1 (dimensiones riparias) en las EMEs, 2016.

3.2.2. RQI 2: Continuidad longitudinal y cobertura

En general, el estado de las riberas es pobre y moderado en las EMEs con relación a su continuidad longitudinal y cobertura (Figura 3.2.3), mientras que en las de referencia sigue siendo bueno o muy bueno.

Aunque una buena parte de las actuaciones van dirigidas a aumentar esta característica riparia, dado el escaso tiempo transcurrido entre las revegetaciones y la evaluación, es pronto para poder determinar su aumento. De hecho, no solo no se observa una mejora en las EMEs sino que incluso hay alguna estación que sufre un ligero empeoramiento provocado por la falta de desarrollo de la cobertura autóctona (especies plantadas a principio de 2016) y la reducción de la cobertura de EEIs asociada (Figura 3.2.4).

Por lo tanto, nos encontramos en una fase incipiente de la restauración con un deterioro temporal de algunos componentes riparios pero que se espera se recuperen y mejoren conforme avance el tiempo y las cortas de mantenimiento de las EEIs.

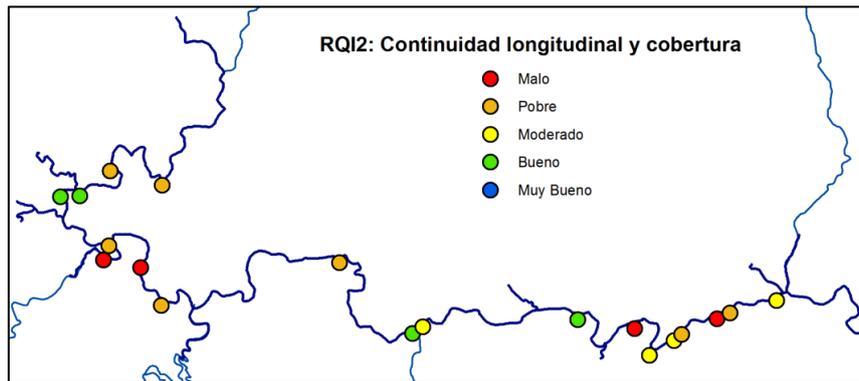


Figura 3.2.3: Estado de las riberas según su continuidad longitudinal y cobertura en las zonas de actuación (RQI2), 2016.

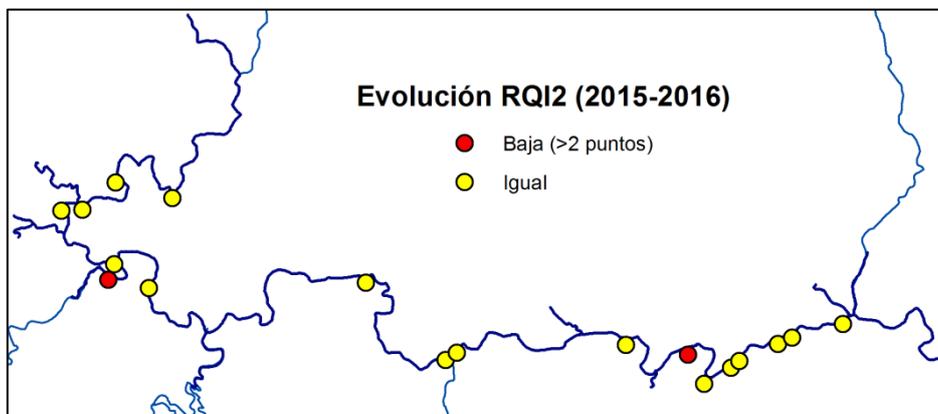


Figura 3.2.4: Evolución del estado de las riberas según su continuidad longitudinal y cobertura en las zonas de actuación (RQI2) respecto a la evaluación inicial.

3.2.3. RQI 3: Composición y estructura

Éste era inicialmente, y sigue siendo, uno de los atributos riparios más afectados ya que la invasión de *Arundo donax* produce una fuerte simplificación de la comunidad riparia, lo que se traduce en los bajos valores observados en la evaluación inicial y en el primer año de seguimiento a lo largo de todo el área del proyecto, resultando un estado de moderado a malo (Figura 3.2.5).

Aunque es uno de los componentes con mayor potencialidad de recuperación, dado que las actuaciones de corta de *A. donax* se encuentran en plena fase de ejecución, todavía no se observa una mejora significativa en este apartado (Figura 3.2.6). De hecho, aunque la composición va cambiando lentamente con las revegetaciones realizadas, la estructura de la vegetación ha sufrido importantes cambios (principalmente una reducción de la cobertura

herbácea), aunque se espera una consolidación de las especies plantadas y el consiguiente aumento de la cobertura arbustiva y arbórea.

La mejora de la composición y estructura puede ser una de las variables más importantes para la recuperación de parte de la fauna asociada a las riberas fluviales, como puede ser la comunidad de aves, que de hecho, es una de las más influidas por los cambios que han producido las actuaciones ya realizadas .

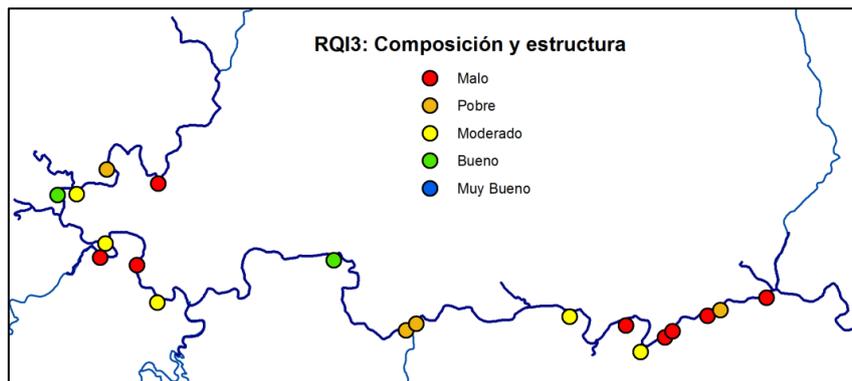


Figura 3.2.5: Estado de las riberas en relación a la composición y estructura riparia (RQI3) en las EMEs.

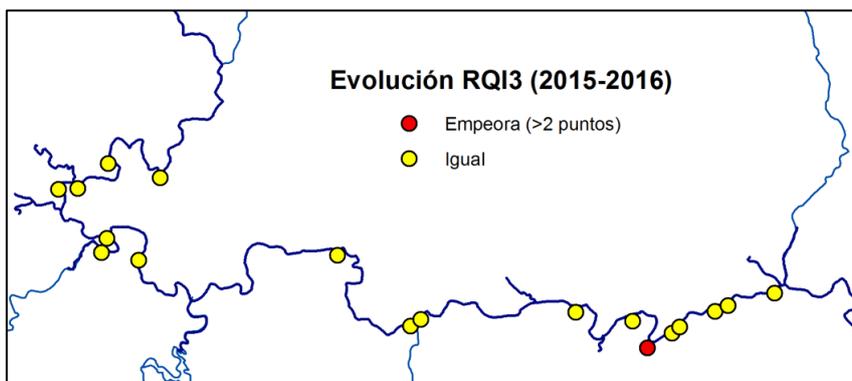


Figura 3.2.6: Evolución del estado de las riberas en relación a la composición y estructura riparia (RQI3) en las EMEs.

3.2.4. RQI 4: Regeneración natural y diversidad de edades

En general, no se observa una mejora sustancial en la regeneración natural de las EMEs. No se espera una mejora de este atributo hasta la fase final del proyecto, cuando la integridad riparia sea mayor y tengamos una diversidad de edades razonables en las zonas de actuación. De hecho, es inevitable que durante la ejecución de las actuaciones se produzcan eliminaciones accidentales de rebrotes de especies autóctonas por lo que puede que en algunas actuaciones provoquen un efecto inicial negativo en este apartado (Figura 3.2.7).

En la actualidad, las zonas que presentan una mayor regeneración natural y diversidad de edades siguen situándose en la zona baja del tramo objeto de estudio, aguas arriba del entorno de Cieza (Figura 3.2.8) donde pese a haber una patente invasión de especies exóticas (todavía no se observa un efecto apreciable de las actuaciones en la reducción de EEIs) se aprecia una incipiente regeneración natural (valores moderados), especialmente del estrato arbóreo, lo que unido a las plantaciones realizadas, puede resultar en interesantes sinergias que lleven a un mayor éxito de las restauraciones en el medio plazo.

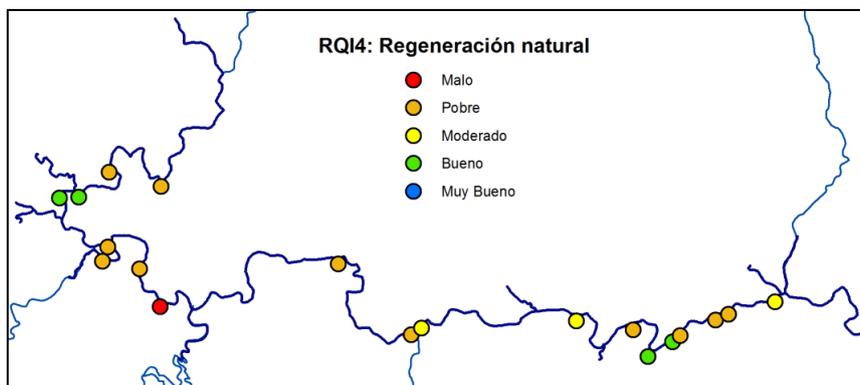


Figura 3.2.7: Estado de la regeneración natural riparia y la diversidad de edades (RQI4) en las EMEs.

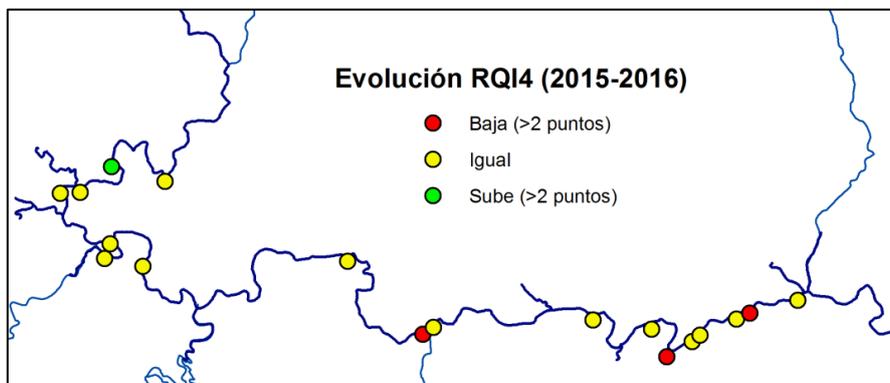


Figura 3.2.8: Evolución del estado de la regeneración natural riparia y la diversidad de edades (RQI4) en las EMEs respecto a la evaluación inicial.

3.2.5. RQI 5: Condición de las orillas

Dada la intensa regulación hídrica y la presión agrícola a la que está sometida la zona de estudio, la mayor parte de las estaciones presentan un estado de las orillas pobre pese a la ejecución de las actuaciones de corta de caña y revegetación (Figura 3.2.9). Los reseccionamientos y reperfilados del cauce realizados en el pasado hacen que la pendiente del banco fluvial sea

muy acusada lo que dificulta el establecimiento de la vegetación nativa en la primera banda riparia, en beneficio de *Arundo donax*.

Este hecho retroalimenta el proceso de degradación dado que la red de rizomas de *A. donax* tiene, a su vez, un efecto negativo sobre la configuración de las orillas al ocupar la parte más superficial de los bancos y taludes fluviales disminuyendo su estabilidad en numerosas zonas de actuación. Esta situación de las orillas es difícilmente reversible con las medidas propuestas, pues éstas van dirigidas principalmente a la eliminación de EEIs pero sin la retirada de los rizomas al tratarse de áreas donde existen especies nativas de interés, lo que produciría un daño considerable a las HRAs ya existentes. Aunque el agotamiento fisiológico de la caña a través de las cortas reiteradas es un proceso lento, estas técnicas tienen un menor impacto en los HRAs de interés comunitario existentes a lo largo de todo el tramo de estudio.

En el estado actual observamos, incluso, un leve empeoramiento (Figura 3.2.10) de las condiciones de las orillas dado que la proximidad de las actuaciones han conllevado que existieran todavía muchas cañas sin retirar de las orillas fluviales, invadiendo en muchos casos el propio cauce (Figura 3.2.11).

Para poder revertir esta situación de las orillas, las medidas locales de restauración deberían ir acompañadas de una gestión a nivel de cuenca que impulse la restauración hidromorfológica, aspecto básico para lograr verdaderas restauraciones fluviales que incluyan tanto el componente acuático como el ripario. Las condiciones hidromorfológicas de las orillas y el cauce sientan la base para el asentamiento y dinámica de la vegetación riparia que va a estar fuertemente influida por estos parámetros, especialmente en la primera banda riparia.

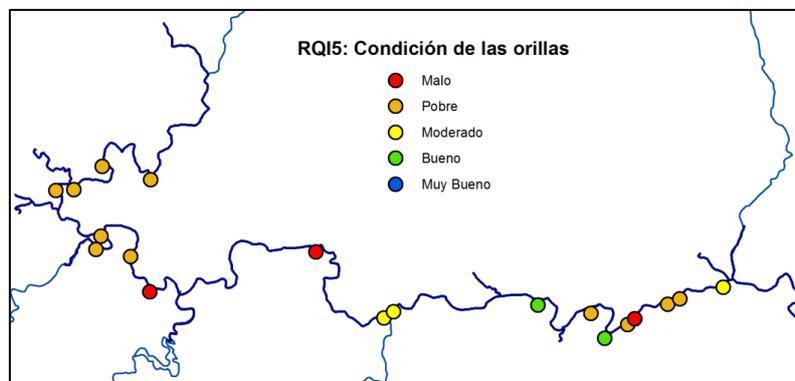


Figura 3.2.9: Condición de las orillas (RQI5) en las EMEs.

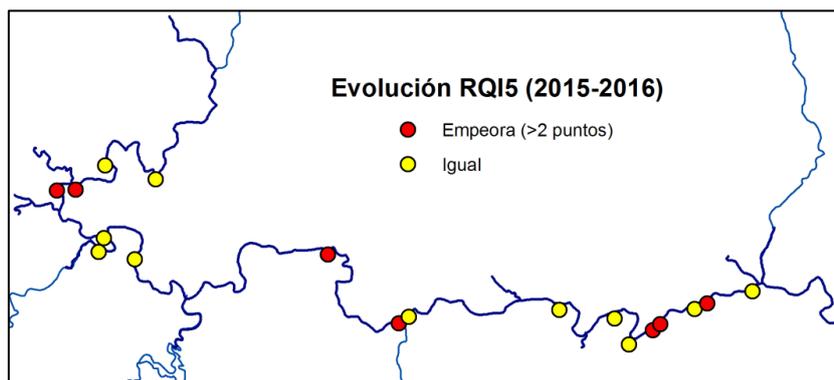


Figura 3.2.10: Evolución de la condición de las orillas (RQI5) en las EMEs respecto a la evaluación inicial.



Figura 3.2.11: Restos de poda en la primera banda riparia y en el cauce (tesela 23).

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

Salvo en alguna zona de actuación aislada, la desconexión lateral y falta de inundación de las riberas fluviales sigue siendo una constante casi en la totalidad del área de estudio (Figura 3.2.12). Esto es debido a la fuerte regulación hídrica que reduce la magnitud de los caudales extraordinarios de carácter natural y aumenta la frecuencia de sueltas periódicas de magnitud moderada para satisfacer la demanda agrícola de agua, especialmente durante el verano donde se producen diariamente.

Entre los efectos más significativos observados se encuentra la incisión incipiente del cauce en gran parte de las EMEs. Aunque ya éramos conscientes de la dificultad de recuperar este atributo a través de las actuaciones propuestas en el área de estudio, los primeros resultados de seguimiento confirman este extremo: no hay mejora del régimen de inundación e incluso se ha producido un leve empeoramiento en alguna estación (Figura 3.2.13).

La mejora de este atributo requeriría de una planificación a nivel de cuenca que priorizara o favoreciera la existencia de inundaciones periódicas de estas zonas, lo que ayudaría, a su vez, a debilitar y reducir la superficie de caña en las riberas fluviales. De hecho, los modestos valores que se obtuvieron en los EREs (ver informe inicial), evidencian la necesidad de un plan de estas características para permitir la inundación de parte de la llanura fluvial en lugares donde no haya un efecto negativo, o éste sea mínimo, sobre las actividades humanas. Esta medida resultaría a su vez efectiva para reducir el riesgo de potenciales eventos catastróficos en zonas pobladas, como son las crecidas de largo periodo de retorno que pueden verse incrementadas en el medio plazo como consecuencia del cambio climático en curso.

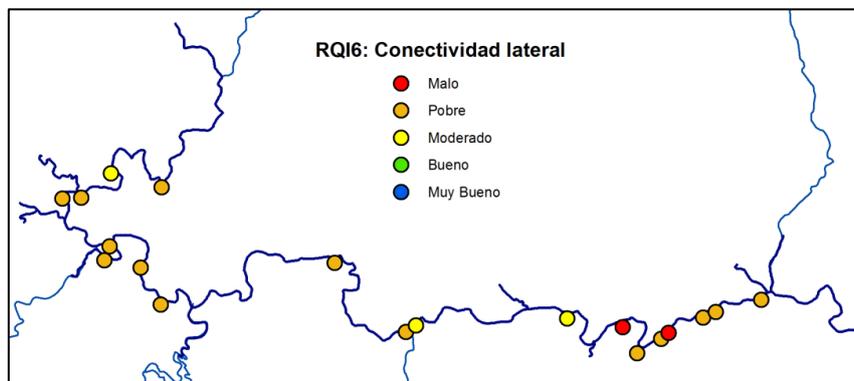


Figura 3.2.12: Estado de la conectividad lateral riparia y el régimen de inundación (RQI6) en las EMEs.

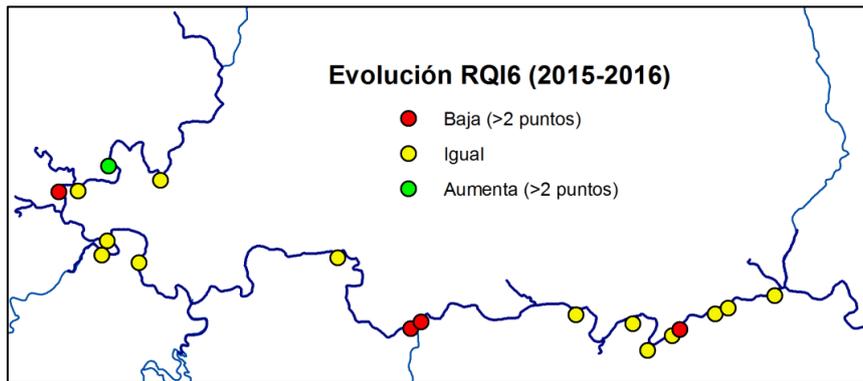


Figura 3.2.13: Evolución de la conectividad lateral riparia y el régimen de inundación (RQI6) en las EMEs respecto al estado inicial.

3.2.7. RQI 7: Conectividad vertical y sustrato.

En general, las EMEs presentan una degradación moderada (Figura 3.2.14) de la conectividad vertical de las riberas fluviales como consecuencia, principalmente, de la compactación del suelo por actividades agrícolas, caminos de servidumbre, obras de ingeniería hidráulica e incluso el propio proceso de corta de cañas que afecta temporalmente a algunos atributos riparios durante su ejecución.

Aunque en la zona superior del proyecto existen tramos con un buen potencial de recuperación de este atributo ripario, todavía no se observan mejoras en este sentido. De hecho, se han detectado pequeños empeoramientos puntuales en algunas estaciones donde la corta se ha realizado mediante métodos mecánicos que pueden producir una compactación temporal del suelo por el uso de maquinaria pesada (Figura 3.2.15, Figura 3.2.16). Sin embargo, se espera que estos valores se recuperen con el tiempo dado que las cortas de mantenimiento son realizadas siempre manualmente. Además, algunas zonas de actuación (ej. las que están en proceso de delimitación del DPH) podrían alcanzar en un futuro valores cercanos a las EREs (que mostraron valores buenos o muy buenos, siempre que no se lleven a cabo actividades que causan compactación del suelo en las riberas fluviales).

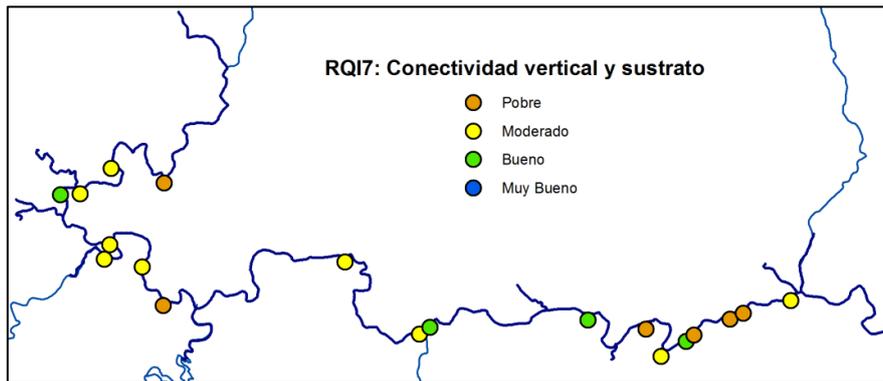


Figura 3.2.14: Estado de las riberas en base a la conectividad vertical y sustrato (RQI7) en las EMEs .

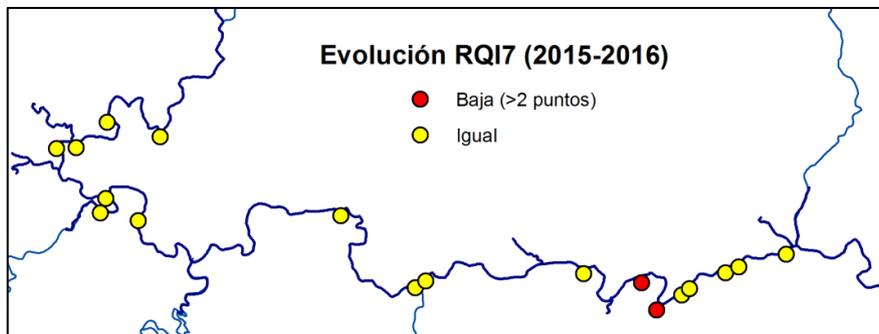


Figura 3.2.15: Evolución del estado de las riberas en base a la conectividad vertical y el sustrato (RQI7) en las EMEs respecto los valores obtenidos en la evaluación inicial.



Figura 3.2.16: Compactación temporal del suelo en algunas zonas de actuación por uso de maquinaria pesada.

3.2.8. Calidad de hábitat: valor global RQI.

Aunque la reciente ejecución de las actuaciones no da margen suficiente para poder evaluar adecuadamente su efecto sobre la calidad riparia, se observa que la mayor parte de las EMEs todavía no han sufrido cambios en este sentido o han empeorado. Por el contrario se observa una leve mejoría en algunas estaciones situadas principalmente en la parte superior de la zona objeto de estudio (municipio de Calasparra). Se trata de los tramos que peor estado ecológico presentaban y por lo tanto con un mayor margen de mejora (Figura 3.2.17). Diferenciando entre los distintos tratamientos, las estaciones con cortas mecánicas y un mantenimiento intensivo presentan los valores más bajos de calidad (Figura 3.2.18). Esto no lleva implícito que sea el tratamiento más efectivo, sino que las estaciones con menor cobertura de especies nativas y peor estado ecológico son en general estaciones donde las actuaciones que se han planificado son “duras” dado que existe una dominancia alta de *Arundo donax* y menor riesgo de acabar con especies nativas riparias en el proceso de restauración.

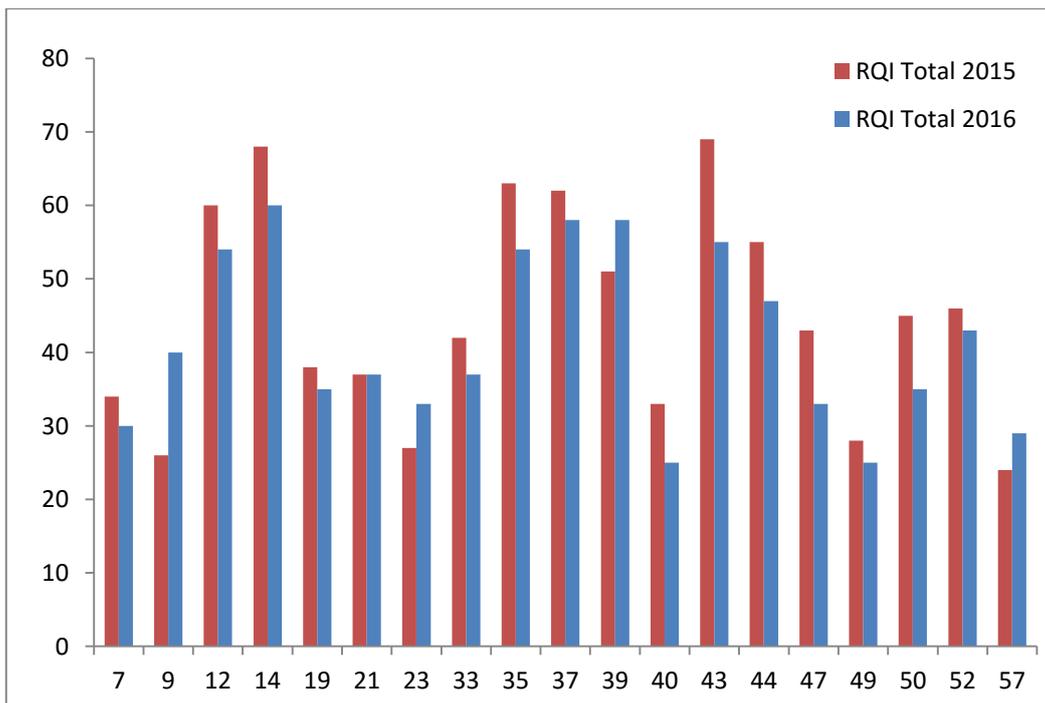


Figura 3.2.17: Evolución del RQI en las EMEs.

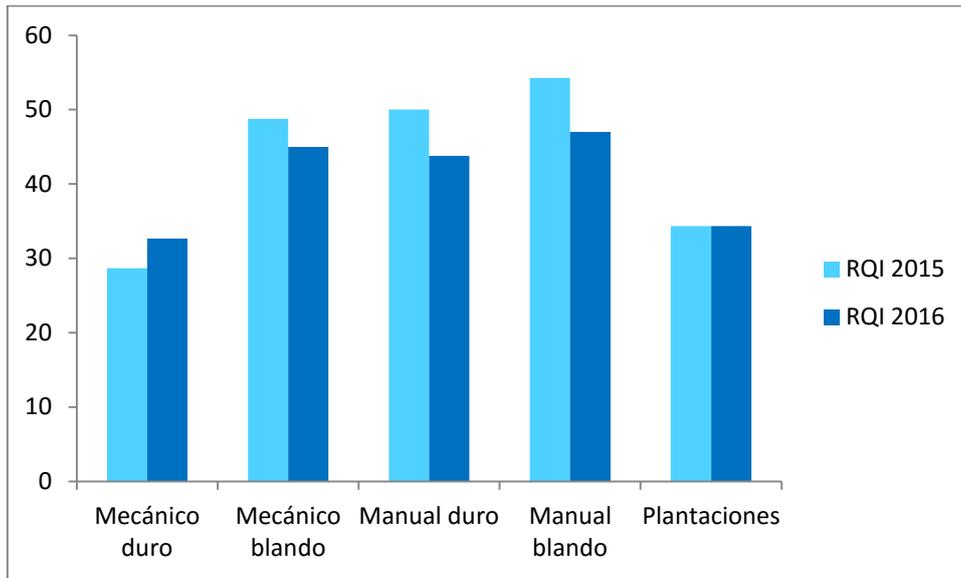


Figura 3.2.18: Evolución del RQI en las EMEs separadas por tipo de actuación.

Por el contrario, las EMEs situadas en el tramo medio y bajo del ámbito del proyecto han visto reducida levemente su calidad riparia (Figura 3.2.19 y 3.2.20). Dado que son estaciones que en general partían de un estado ecológico intermedio, las cortas manuales y mecánicas han causado un impacto inicial mayor que en aquellas cuyos valores ya eran de por sí bajos. De cualquier modo, las escasas diferencias encontradas entre el estado inicial y el actual no permiten extraer ningún tipo de conclusión respecto al éxito de los distintos tipos de tratamiento.

Los altos valores (categorías bueno y muy bueno) obtenidos para el RQI en todos los EREs, apuntan a que un mejor estado ecológico es alcanzable a medio plazo si se consigue eliminar la mayor parte de las especies exóticas invasoras y aumentar la integridad del ecosistema ripario en la zona de estudio.

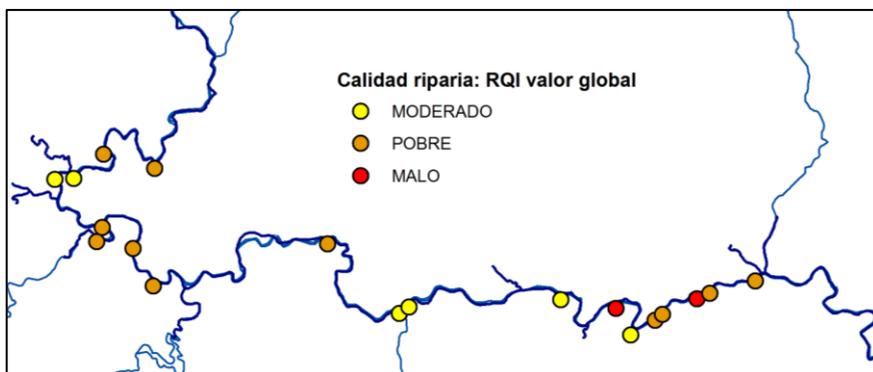


Figura 3.2.19: Categorías de calidad riparia obtenido para las EMEs

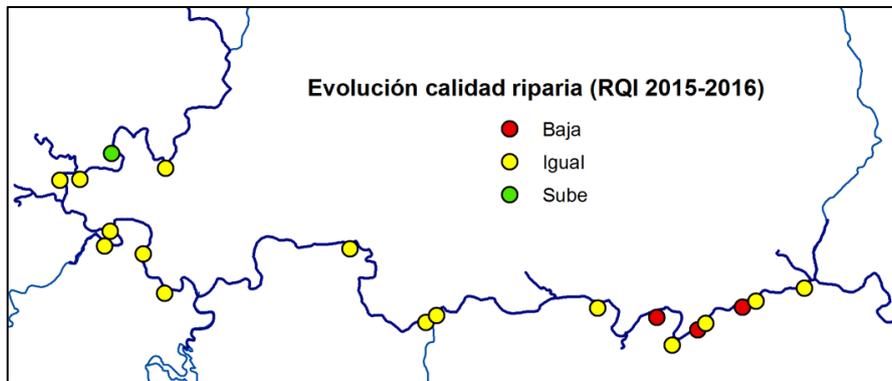


Figura 3.2.20: Evolución del estado ecológico de las riberas en base a las categorías del RQI (valor total) en las EMEs respecto los valores obtenidos en la evaluación inicial.

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

La ecología de *Arundo donax* la hace una especie con un carácter oportunista muy marcado y con una capacidad de rebrote extraordinaria (en parte, de ahí viene su éxito como EEI en los ecosistemas mediterráneos). De hecho, las cortas planificadas pueden provocar inicialmente la aparición de un número de tallos mayor a los que había antes de la corta. Basándose en ese comportamiento, el proyecto propone una serie de cortas sucesivas que ocasionarán la disminución progresiva de la densidad de caña en las EMEs. Aún así, una vez hechas las mediciones de densidad tras la primera corta, se ha observado que bajo todos los tipos de tratamiento, se ha producido una disminución del número de tallos con respecto al estado inicial (Figura 3.3.1).

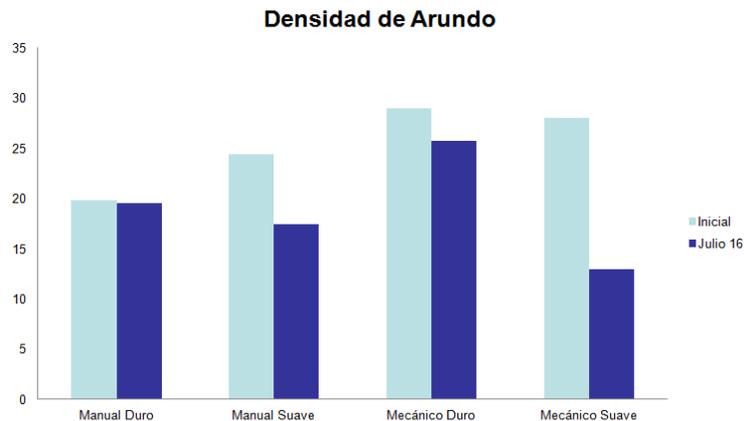


Figura 3.3.1: Evolución de la densidad de *A. donax* bajo los diferentes tipos de tratamiento.

Observando cada una de las parcelas por separado se corrobora la disminución de densidad de caña ya que dominan las teselas en las que se han producido una bajada en la misma. Encontramos solamente dos teselas en las que la densidad ha aumentado. Así mismo, la densidad de tallos suele situarse por debajo de 26 tallos/m² (Figuras 3.3.2 y 3.3.3)

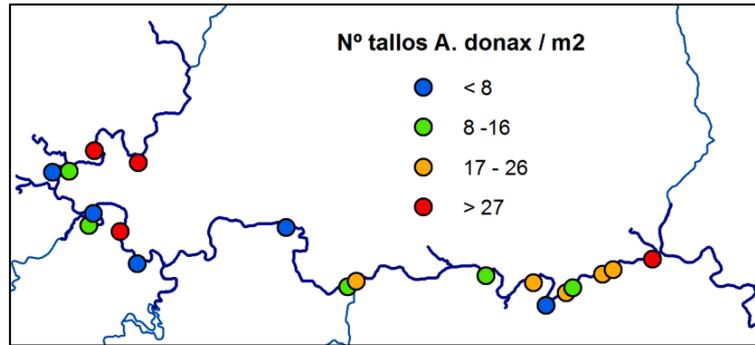


Figura 3.3.2: Densidad de *A. donax* en cada una de las EMEs, 2016.

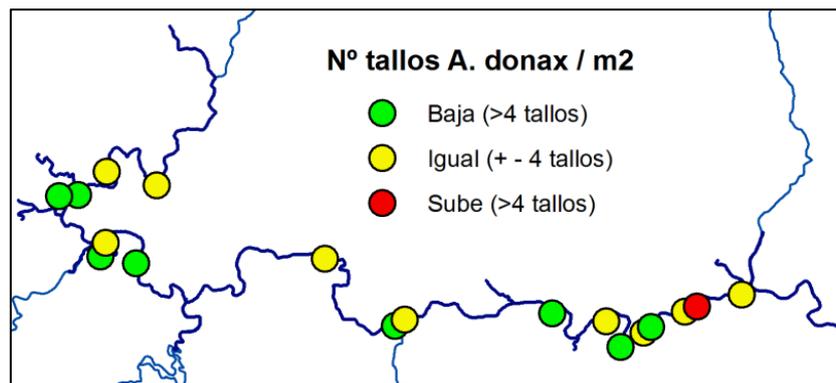


Figura 3.3.3: Evolución de la densidad de *A. donax* en cada una de las EMEs.

Aunque la corta ha producido un descenso inicial del número de tallos, es necesaria la reiteración en las actuaciones. En caso contrario es muy probable que la densidad de tallos vuelva a alcanzar los niveles iniciales. Por este motivo se han contemplado sucesivas cortas en el futuro, tras las cuales se volverán a medir la densidad de tallos y se esperará constatar la reducción progresiva de la presencia de caña en la ribera.

En cuanto a la altura de la caña, por lo general se ha observado una disminución de la misma, condicionada por el escaso tiempo transcurrido desde la corta. Esto se ve reflejado en el hecho de que rara vez las cañas sobrepasaron el metro de altura en el momento del muestreo, y en ningún caso la altura había sido mayor a las del muestreo inicial (Figuras 3.3.4 y 3.3.5).

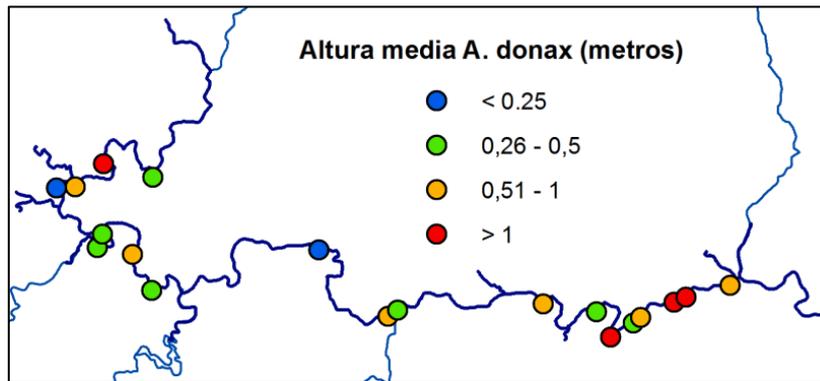


Figura 3.3.4: Altura de *A. donax* en cada una de las EMEs, 2016.

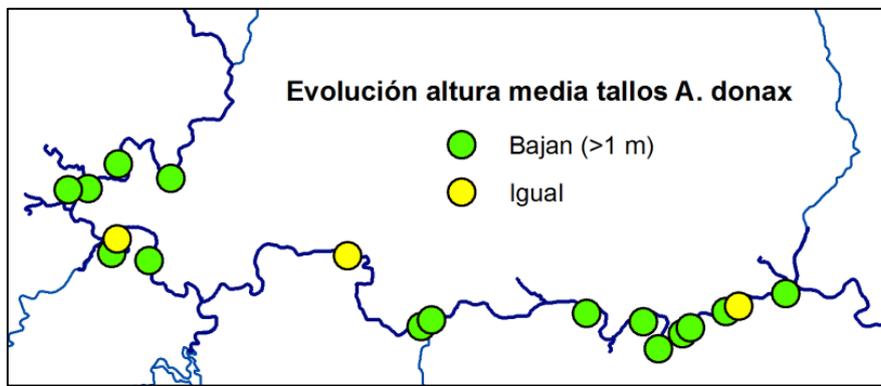


Figura 3.3.5: Cambios en la altura de *A. donax* en cada una de las EMEs.

Tras haber analizado los diferentes indicadores relativos a la vegetación riparia (i.e., densidad y altura de caña, calidad riparia, riqueza, cobertura), parece que estamos en la fase en la que ya se observa una reducción en la altura y en la densidad de cañas respecto al estado inicial, así como un incremento en la diversidad de especies (gracias a las revegetaciones realizadas). Sin embargo, este proceso tiene que consolidarse mediante el crecimiento de la vegetación nativa que debe ser facilitado por las cortas sucesivas de *Arundo donax* planeadas, para que las especies plantadas tengan tiempo de adquirir suficiente altura y porte como para ejercer una competencia directa sobre la caña y que se produzca una reducción significativa de su cobertura.

En la actualidad, el escaso tamaño de los individuos plantados, unido a la reducción de la cobertura vegetal como consecuencia de las actividades de corta, hacen que la calidad riparia y la cobertura de especies nativas no hayan experimentado una mejora significativa o, incluso, se ha observado un empeoramiento temporal de las condiciones en algunas teselas concretas. Esta situación intermedia puede avanzar hacia el establecimiento y fortalecimiento

de los HRAs, lo que redundará en una mejora del resto de parámetros riparios y en unas comunidades riparias nativas autosostenibles en el tiempo. Por el contrario, podría avanzar hacia el estado inicial de degradación e incluso favorecer la dispersión de *A. donax* si no se mantiene la cadencia de actuaciones que evitan que la caña ocupe los nuevos espacios desprovistos de vegetación tras las recientes actuaciones realizadas.

3.4. Calidad del agua

Respecto al seguimiento de la calidad de las aguas en los tramos de actuación y referencia, se han incluido en 2016 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. En concreto, estas estaciones se corresponden 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; Anexo I).

Los cambios observados en las variables físico-químicas analizadas, con respecto a la situación inicial de 2015 (antes de las actuaciones de restauración) son leves (Tabla 3.4.1). En general hay un ligero aumento de la conductividad del agua, y de los sólidos totales y volátiles en suspensión. Dichos cambios, probablemente, son debidos a las labores previas de corta de la caña, ahoyado y plantación de vegetación nativa, utilizando en muchos casos maquinaria pesada, lo que ha conllevado un transporte de materiales de la ribera al cauce del río y la disolución y/o lixiviación de compuestos solubles. En el caso de la conductividad se observa un patrón longitudinal, aumentando aguas abajo, como consecuencia probablemente de la intensificación en los usos del suelo y en menor medida por la presencia de sustratos más salinos en la parte más cercana a Cieza.

La magnitud del cambio en los parámetros físico-químicos (en especial los sólidos en suspensión y volátiles) ha sido mayor en la estación del Cortijo de Cañaverosa (tesela 13) donde ha podido influir la construcción de una escala de artesas para peces aguas arriba de esta estación que podría haber movilizado una cantidad de sedimentos significativa. Respecto a la concentración de nitratos disueltos en el agua, los niveles se mantienen por debajo de los 10 mg/l, por lo que indican una calidad del agua muy buena (Real Decreto 817/2015). Las mayores concentraciones se registran en la desembocadura del río Moratalla (7,1 NO₃ mg/l), aunque mejora su calidad respecto al año 2016, pasando de una calidad buena a muy buena.



Las Figuras 3.4.1, 3.4.2, 3.4.3 y 3.4.4 muestran de manera gráfica los valores de Nitratos, Conductividad, Sólidos Totales en Suspensión y Sólidos Volátiles, en cada una de las EMEs.

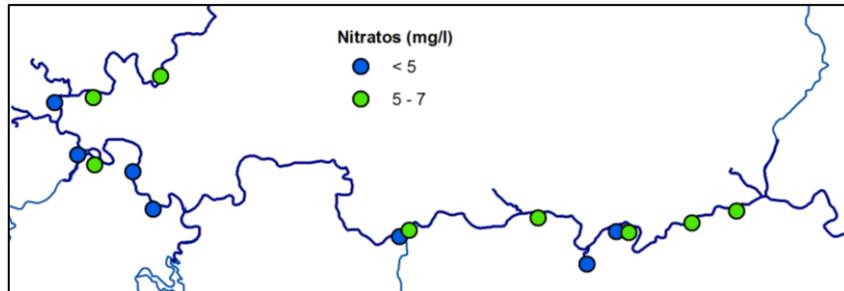


Figura 3.4.1: Concentración de nitratos en cada una de las EMEs, 2016.

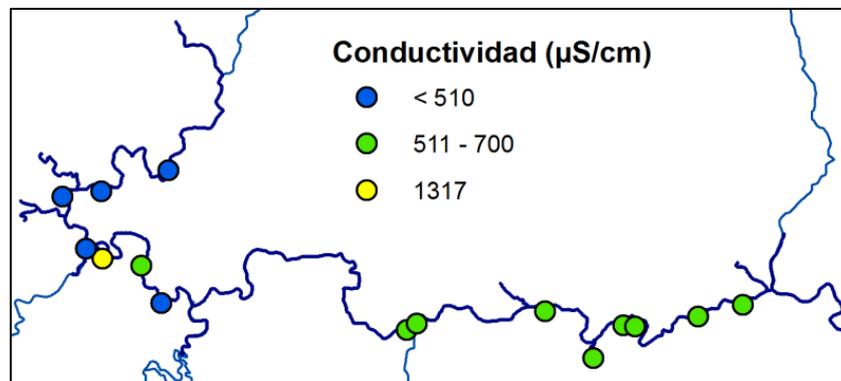


Figura 3.4.2: Conductividad en cada una de las EMEs, 2016.

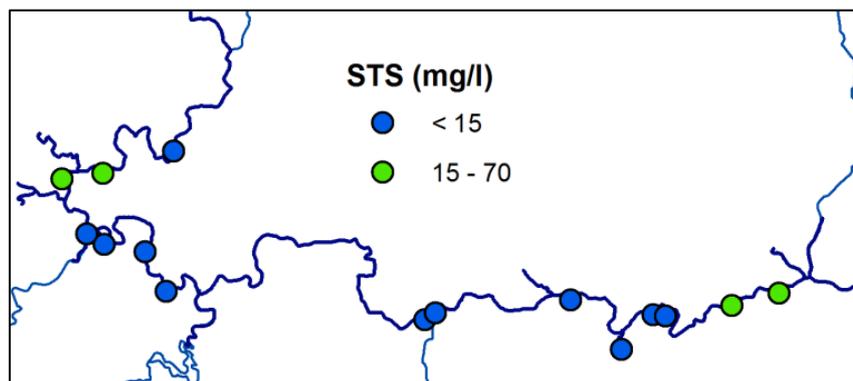


Figura 3.4.3: Sólidos Totales en Suspensión (STS) en cada una de las EMEs, 2016.

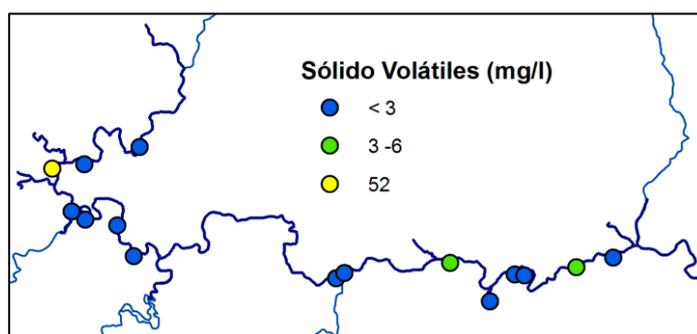


Figura 3.4.4: Sólidos Volátiles (SV) en cada una de las EMEs, 2016.

Tabla 3.4.1: Valores de las variables fisicoquímicas del agua medidas en 2016 a lo largo del tramo de estudio.

Id estación	Nombre sitio	Tipo río	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	Conductividad (μS/cm)	STS (mg/l)	SV (mg/l)
REF1	Cortijo de Hijar	16	0,7	3,1	325	3,3	1,37
4	Arrozales cortijo del Bayo	16	1,4	6,2	508	5,7	1,76
REF2	Presa Cañaverosa	16	1,3	5,8	500	15,8	2,26
13	Cortijo Cañaverosa	16	0,7	3,1	510	67,4	52,26
REF3	Huertecica	16	1,1	4,9	498	14,2	2,45
19	Desemb Moratalla	9	1,6	7,1	1317	6	1,89
23	Arrozales Calasparra	16	1,1	4,9	512	13	2,26
57	Pte Calasparra	16	0,4	1,8	500	13,6	2,83
35	Soto Maestra	16	0,8	3,5	606	10,6	2,26
37	Soto Mulata	16	1,3	5,8	634	9,6	2,08
REF6	Hoya García	14	1,4	6,2	612	14,3	5,47
39	Río Muerto	14	0,7	3,1	623	13,2	2,45
REF4	La Veredilla	14	0,8	3,5	649	12,9	2,69
41	La Torre	14	1,2	5,3	628	8,9	1,7
48	Segura cerca	14	1,2	5,3	635	20	3,02

Id estación	Nombre sitio	Tipo río	NO ₃ -N (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	Conductividad (μS/cm)	STS (mg/l)	SV (mg/l)
Cieza1							
51	Segura cerca Cieza2	14	1,5	6,6	650	17,5	2,75

**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.*

3.5. Macroinvertebrados acuáticos

En esta segunda campaña de muestreo se han registrado 51 familias de macroinvertebrados acuáticos y 3 taxones de rango superior a familia (Hidracarina, Oligochaeta y Ostracoda). La Figura 3.5.1 muestra el número de familias de cada EME. De esas 51, 39 pertenecen al orden insectos, 3 son crustáceos, 8 moluscos, 1 ácaro, 1 hirudíneo, 1 planaria y 1 oligoquetos (Anexo III). Los órdenes con mayor riqueza taxonómica fueron Efemerópteros, Dípteros, Coleópteros y Hemípteros. Los órdenes más abundantes fueron Efemerópteros, Dípteros y Coleópteros, siendo las familias con mayor número de individuos Ephemerellidae y Baetidae, dentro de Efemerópteros, e Hydropsychidae, dentro de Tricópteros.

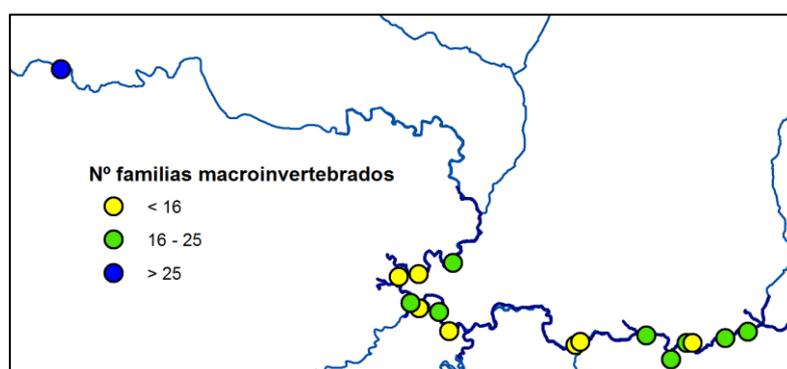


Figura 3.5.1: Número de familias de macroinvertebrados acuáticos a lo largo del área de estudio.

Respecto a los resultados de los distintos grupos respecto al muestreo inicial, se ha incrementado el número de especies de coleópteros (19) y hemípteros acuáticos (8), y se han mantenido las especies de moluscos acuáticos (9) (Tabla 3.5.2).

Tabla 3.5.2: Especies de moluscos acuáticos, coleópteros y hemípteros registradas en las estaciones de referencia y monitoreo a lo largo del tramo de estudio.

Clase	Orden	Familia	Especie
BIVALVA	Veneroida	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)
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 bigutatus</i> (Olivier, 1795)
INSECTA	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Agabus didymus</i> (Olivier, 1795)
INSECTA	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Agabus ramblae</i> Millán & Ribera, 2001
INSECTA	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Hydroglyphus geminus</i> (Fabricius, 1792)
INSECTA	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Nebrioporus clarkii</i>
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)

Clase	Orden	Familia	Especie
INSECTA	Coleoptera	Haliplidae	<i>Haliplus mucronatus</i> (Stephens, 1832)
INSECTA	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Berosus hispanicus</i> Küster, 1847
INSECTA	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Coelostoma hispanicum</i> Küster, 1848
INSECTA	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Helochaeres lividus</i> (Forster, 1771)
INSECTA	Hemiptera	Corixidae	<i>Micronecta griseola</i> Horváth, 1899
INSECTA	Hemiptera	Corixidae	<i>Micronecta scholtzi</i> (Fieber, 1851)
INSECTA	Hemiptera	Corixidae	<i>Sigara lateralis</i> (Leach, 1817)
INSECTA	Hemiptera	Gerridae	<i>Aquarius cinereus</i> (Puton, 1869)
INSECTA	Hemiptera	Hydrometridae	<i>Hydrometra stagnorum</i> Latreille, 1796
INSECTA	Hemiptera	Nepidae	<i>Nepa cinerea</i> Linnaeus, 1758
INSECTA	Hemiptera	Notonectidae	<i>Notonecta maculata</i> Fabricius, 1794
INSECTA	Hemiptera	Veliidae	<i>Velia caprai caprai</i> (Tamanini, 1947)

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 las zonas de referencia, pareciendo estar en expansión, en particular la Almeja asiática. También vuelve a detectarse la presencia del cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*), esta vez mucho más extendida en la zona de estudio. En concreto aparece desde los arrozales del cortijo del Bayo (tramo superior del proyecto hasta el río Segura cerca de Cieza).

La comunidad de coleópteros y hemípteros (Figura 3.5.2), 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).

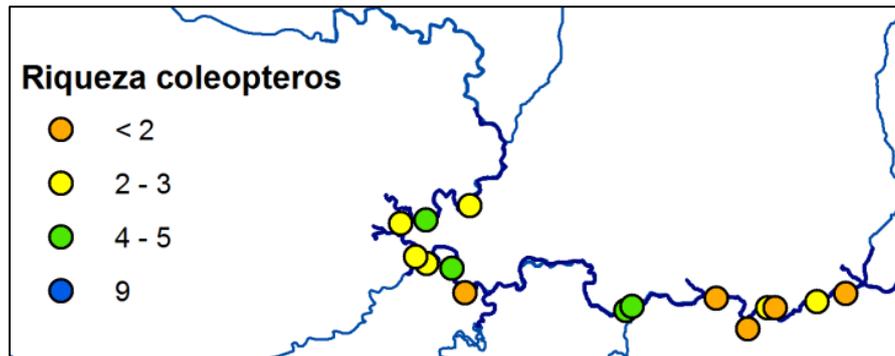


Figura 3.5.2: Riqueza de especies de coleópteros acuáticos a lo largo del área de estudio.

Los resultados de la aplicación del índice biótico IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party, (Alba-Tercedor, 1986) vuelven a mostrar unos valores de calidad similares a la campaña anterior (2015), entre la clases “bueno” y “moderado”, con cierta tendencia a empeorar su calidad. Estos valores son principalmente debidos a la intensa regulación hídrica a la que está sometida el área de estudio (todas las EMEs se sitúan bajo el embalse del Cenajo, el más grande de la Cuenca del Segura). Así, solo la estación de referencia “Cortijo de Híjar” obtiene la calificación de “muy bueno” en esta ocasión, por lo que las diferencias con el resto de tramos parecen incrementarse, indicando un leve empeoramiento. En este sentido, las estaciones que han reducido su valor.de calidad, desde arriba hacia abajo en el área de estudio, son: el Cortijo de Cañaverosa (13), la Veredilla (Ref.4) y el río Segura cerca de Cieza (Cieza-2) (Tabla 3.5.1, Figura 3.5.3). Se espera que conforme mejore las condiciones de las orillas tras las cortas, esto repercuta en una mejora relativa de los valores de calidad obtenidos.

Tabla 3.5.1: 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 en 2016 a lo largo del tramo de estudio.

Estación	TIPO RIO	Fecha	nº IND	Nº FAM	IBMWP	IBMWP /REF	ESTADO
REF1 Cortijo Híjar	16	10/06/2016	120	29	181	1,05	MUY BUENO
4 Arrozales Cortijo Bayo	14	17/05/2016	101	16	84	0,84	BUENO
57 Pte. Calasparra	16	20/05/2016	70	15	66	0,38	MODERADO
REF2 Presa Cañaverosa	16	17/05/2016	73	13	78	0,45	BUENO
13 Cortijo Cañaverosa	16	20/05/2016	42	15	72	0,42	MODERADO
REF3 Huertecica	16	17/05/2016	70	20	91	0,53	BUENO
19 Desemboc. Moratalla	9	20/05/2016	68	19	78	0,57	BUENO
23 Arrozales Calasparra	16	17/05/2016	49	21	106	0,61	BUENO
35 Soto Maestra	16	20/05/2016	59	12	49	0,28	MODERADO
37 Soto Mulata	16	20/05/2016	55	11	56	0,32	MODERADO
39 Río Muerto	14	20/05/2016	79	18	85	0,49	BUENO
REF4 La Veredilla	14	20/05/2016	101	16	84	0,84	BUENO
41 La Torre	14	20/05/2016	64	14	60	0,60	BUENO
48 Segura cerca Cieza 1	14	20/05/2016	69	17	85	0,85	BUENO
50 Segura cerca Cieza 2	14	20/05/2016	77	19	84	0,0,84	BUENO

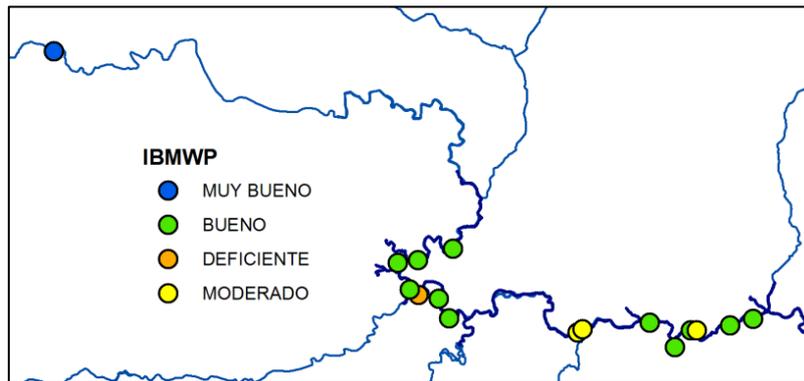


Figura 3.5.3: Estado ecológico de las estaciones de muestreo en base al índice IBMWP a lo largo del área de estudio.

3.6 Aves

El seguimiento de la comunidad de aves riparias, al igual que su evaluación inicial, se basa en dos aproximaciones complementarias, el trampeo con redes japonesas para anillamiento, y el censo directo mediante transectos lineales paralelos a la orilla. Estos métodos se han aplicado con diferente extensión e intensidad por el esfuerzo requerido, 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 trampeos con redes, se han desarrollado en menos estaciones pero con mayor intensidad (más horas de muestreo), mientras que los transectos de censo han cubierto 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. Las EREs sólo han sido muestreadas mediante transectos lineales, considerando los trampeos con redes realizados en 2015 como referencia de partida para las sucesivas comparaciones.

3.6.1. Seguimiento mediante trampeo con redes verticales

Se ha realizado en un número más reducido de estaciones, pero aplicando un mayor esfuerzo (horas de actividad). En concreto, se ha trampeado en 5 estaciones (correspondientes todas ellas a zonas de actuación). Se realizaron dos jornadas de trampeo en cada estación, la primera entre el 18 de abril y el 13 de mayo, y la segunda entre el 31 de mayo y el 14

de junio, con el objetivo de muestrear el mayor número posible de especies reproductoras. Hay que señalar que estas fechas fueron algo más tempranas, en general, que las de la campaña de evaluación inicial de 2015.

El número total de capturas ha sido de 309 aves (no constan autorecuperaciones), con un promedio de 30,80 aves por jornada de anillamiento (N=10), superior al obtenido en la evaluación inicial de 2015 en esas mismas estaciones (21,58 aves/jornada). La riqueza total de especies en las 5 estaciones de muestreo de 2016 (36 especies) aumentó también con respecto a la evaluación previa (29 especies en esas mismas estaciones), y fue de hecho superior a la riqueza total registrada por este método en 2015 (31 especies) considerando todas las estaciones (EREs incluidas). El moderado enriquecimiento en especies que parece haberse producido, en las áreas restauradas, sugiere un efecto diversificador de la perturbación que han supuesto las actuaciones (creación de espacios desprovistos de vegetación por eliminación de *Arundo donax*), más que una recuperación del hábitat ripario, que indudablemente no se ha producido en un plazo tan corto de tiempo.

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 especies más frecuentes en las 5 estaciones muestreadas en 2016 fueron *Luscinia megarhynchos*, *Turdus merula* y *Cettia cetti*, con frecuencias entre 0,9 y 0,7. Les siguieron, con $f > 0,5$, *Passer domesticus*, *Serinus serinus*, *Muscicapa striata*, *Parus major*, *Carduelis carduelis* y *Sylvia atricapilla* (Figura 3.6.1). Las especies más capturadas fueron *Passer domesticus* (46 capturas), seguido por *Luscinia megarhynchos* (39), *Carduelis chloris*, *Serinus serinus*, *Turdus merula* y *Cettia cetti*, todos estos últimos con más de 20 capturas totales.

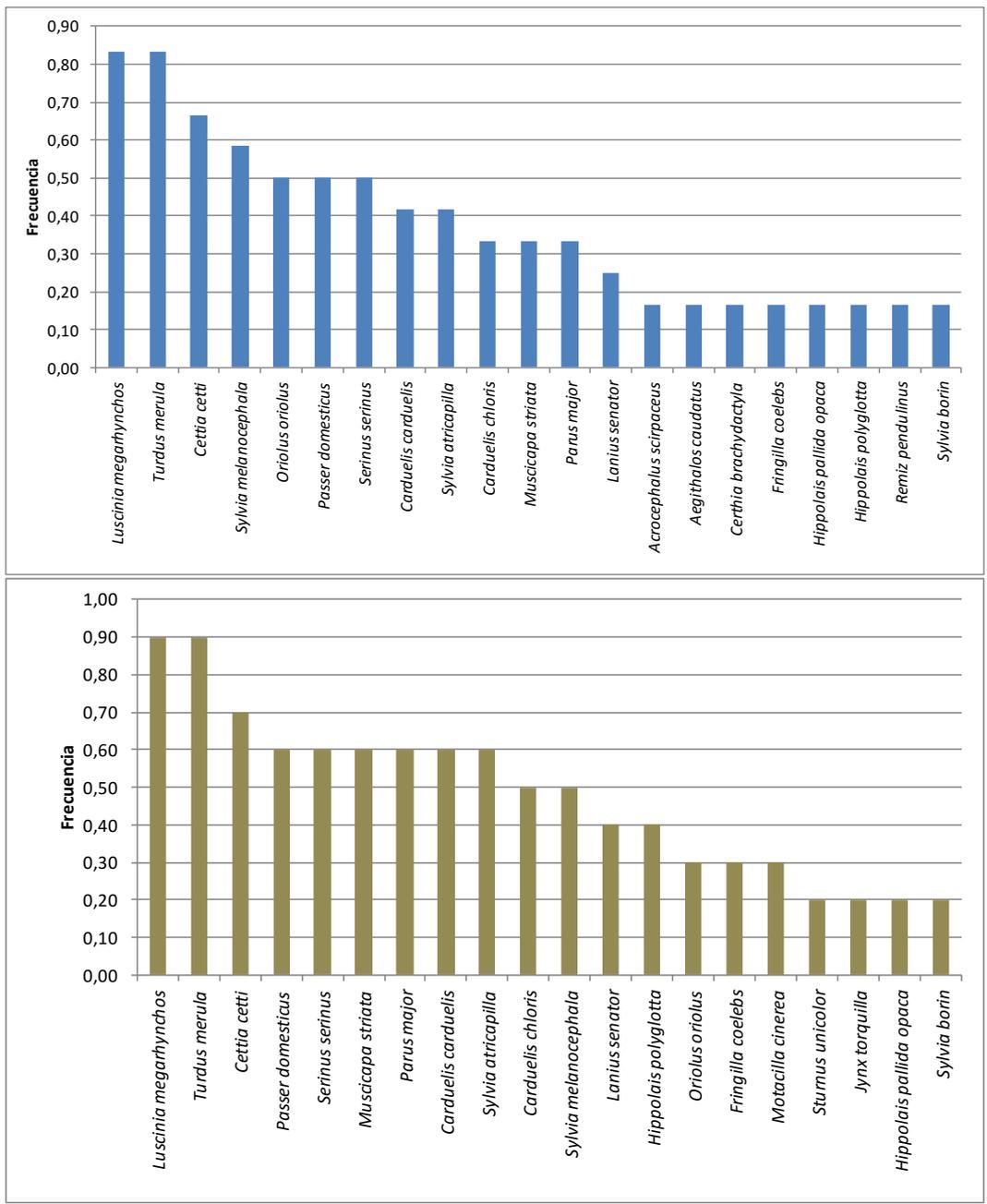


Figura 3.6.1: Especies más frecuentes en los trampeos con redes verticales realizados durante la evaluación previa de mayo-junio 2015 (arriba; sólo se representan aquellas con $f > 0,1$) y en las mismas fechas de 2016 (abajo, sólo especies con $f > 0,2$) en 5 estaciones de actuación RIPISILVA.

Globalmente, las especies más frecuentes en los trampeos de la evaluación previa de 2015, fueron *Luscinia megarhynchos*, *Turdus merula*, *Cettia cetti* y *Sylvia melanocephala*, con $f > 0,5$ (Figura 3.6.2). Las tres primeras son las mismas que resultaron más frecuentes en las estaciones restauradas muestreadas en 2016. En 2015, las especies más frecuentes en las EREs



($f > 0,5$) fueron seis: *Aegithalos caudatus*, *Hippolais polyglotta*, *Luscinia megarhynchos*, *Sylvia melanocephala*, *Cettia cetti* y *Parus major* (Figura 3.6.2). En las estaciones de actuación, las cuatro especies más frecuentes en 2015 fueron las mismas que en el cómputo global, con frecuencias ligeramente más bajas (Figura 3.6.1).

Por tanto, la principal diferencia que muestran las estaciones en 2016 con respecto a su situación previa a la actuación, es la disminución de la frecuencia relativa de *Sylvia melanocephala*, una especie que puede considerarse bastante asociada a los cañaverales (Paracuellos, 1997), cuyo lugar 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*). No obstante, y sin perjuicio de futuros análisis más detallados de estos datos, la principal conclusión parece ser que no se ha producido un cambio notable 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 dedican los observadores durante los transectos lineales.

En 2015 las especies globalmente más capturadas en esas mismas 5 estaciones fueron *Passer domesticus* (52), *Luscinia megarhynchos* (38), y *Turdus merula* (21). Llamen la atención algunos incrementos y disminuciones en el número de capturas entre los muestreos pre y post-actuación, destacando los de *Muscicapa striata* (que aumenta de 13 a 18 capturas entre 2015 y 2016) y *Sylvia melanocephala* (que disminuye en la misma proporción), o el de *Lanius senator* (cuyas capturas se duplican, de 4 a 8). También destaca la captura de 3 ejemplares de *Motacilla cinerea* en 2016 (ninguna en 2015), que podría ilustrar un efecto favorable del desbroce del cañaveral para su presencia. En la figura 3.6.2 se compara el número de individuos trampeados de las especies con >1 captura en 2016, con el correspondiente valor de 2015.

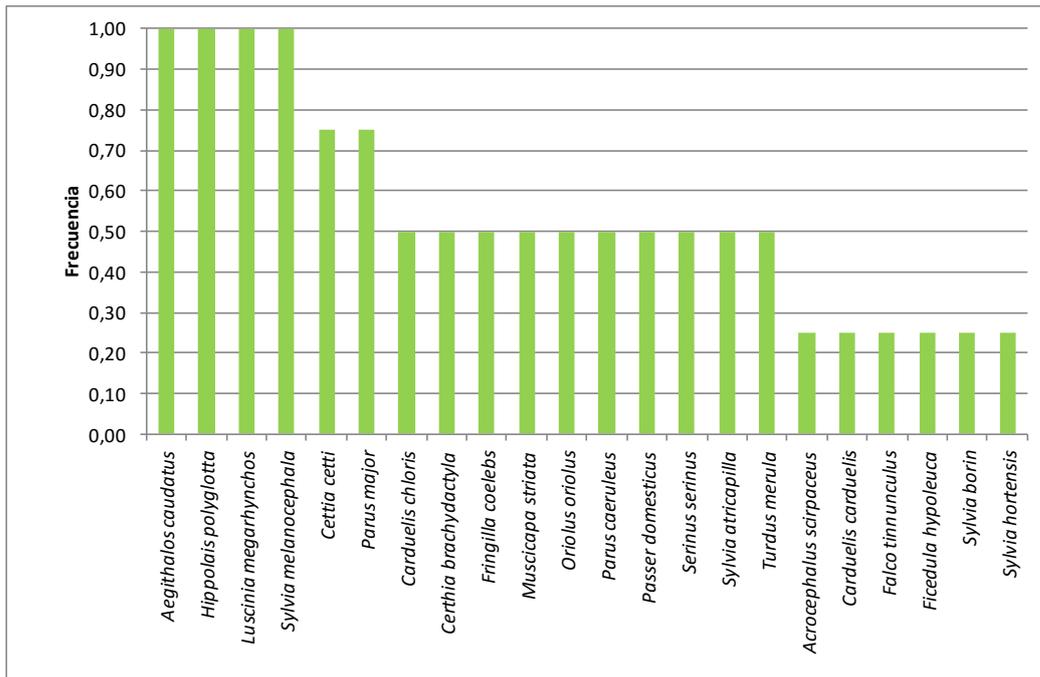


Figura 3.6.2: Especies más frecuentes en los trapeos con redes verticales durante la evaluación previa (mayo-junio 2015) en las EREs del ámbito RIPISILVA (N=4).

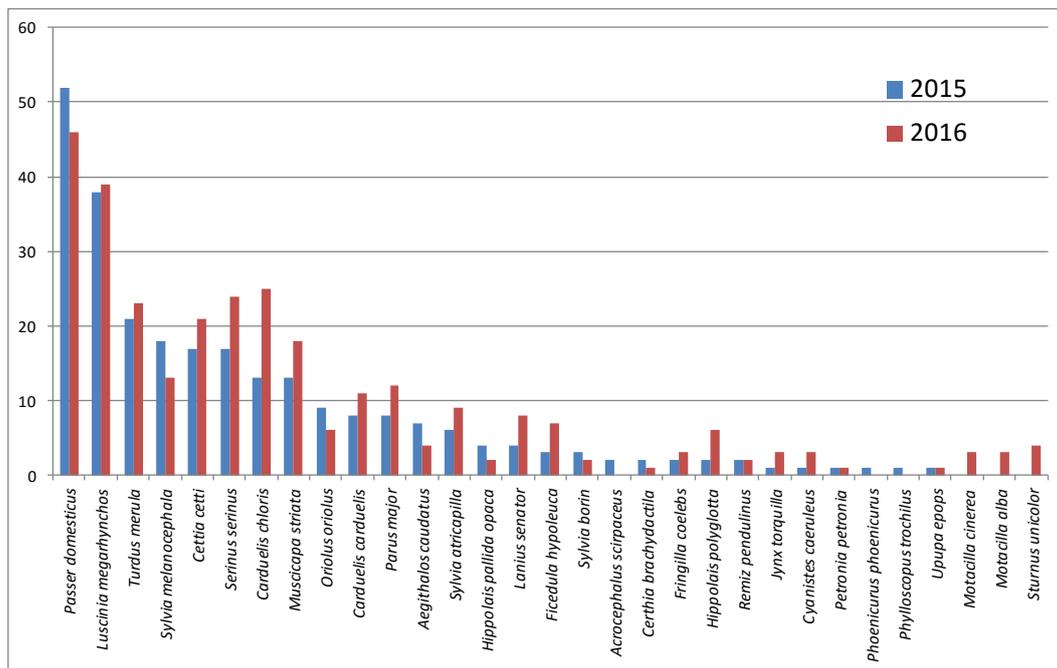


Figura 3.6.3: Especies más capturadas en los trapeos con redes verticales de 2016 (en rojo), comparadas con las capturas de esas mismas especies durante la evaluación previa de 2015 (en azul) en cinco estaciones de actuación del ámbito RIPISILVA.

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 3.6.4). 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 importantes 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 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.

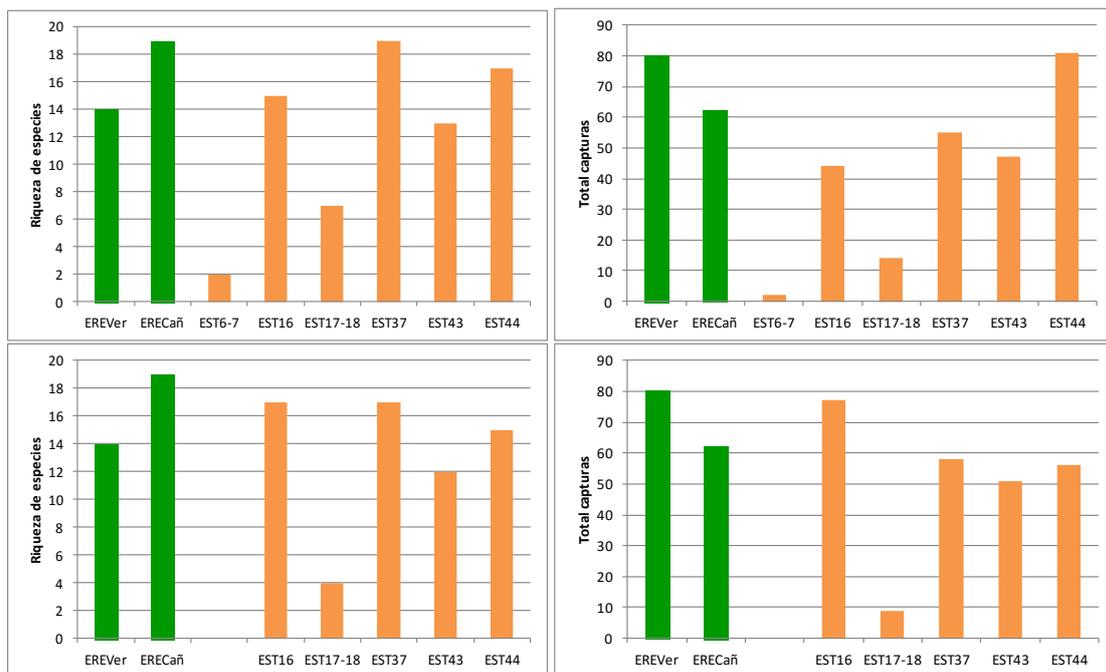


Figura 3.6.4: Valores de riqueza de especies y número total de aves capturadas mediante redes verticales, diferenciando las estaciones de referencia (EREs, en verde) y las de actuación (ordenadas en sentido longitudinal hacia aguas abajo del río). Arriba, resultados de la evaluación inicial de 2015; abajo, muestreos post-actuación de 2016. Los valores de las EREs son los de 2015 en los dos casos)

En el muestreo post-actuación, 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).

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, lo que permite comparar los resultados entre años en ambos conjuntos de sitios.

Por diversas razones (como la búsqueda del mejor ajuste con las actuaciones de restauración) no ha habido una total coincidencia entre los tramos muestreos en la evaluación previa de 2015 y los del muestreo post-actuación de 2016. Esto explica las diferencias en la longitud y superficie total muestreada a la que se han referido los datos registrados. En 2015, la superficie muestreada fueron 5,9 km, la longitud media 295,5 m (rango 106-733), y la anchura media de la franja riparia 18,46 m (rango 7,33-36,33), mientras que en 2016 los transectos han cubierto 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).

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 de 2016 (entre el 10/05 y el 24/05 para el primer periodo, y entre el 3/06 y el 14/06, 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 trampeo 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 54 especies diferentes de aves, 18 más que mediante el trampeo con redes verticales. De las especies capturadas mediante redes, 10 no aparecieron en los transectos (*Certhia brachydactyla*, *Ficedula hypoleuca*, *Garrulus glandarius*, *Hippolais pallida opaca*, *Jynx torquilla*, *Lopophanes cristatus*, *Phoenicurus phoenicurus*, *Phylloscopus bonelli*, *Sylvia borin*, *S. undata*). De éstas, la ausencia de *F. hypoleuca* en los transectos puede deberse a que las primeras jornadas de trampeo se adelantaron algo en el tiempo, lo que permitió detectar -con una frecuencia relativamente alta- a esta especie migradora, que no se reproduce en el área estudiada. Otro tanto debe suceder con *Ph. phoenicurus* y *S. borin*, en este caso especies de aparición ocasional. *C. brachydactyla* e *H. pallida opaca* fueron registrados en los transectos de la evaluación previa de 2015, su ausencia en 2016 contrasta con su captura en las redes, lo que indica que siguen utilizando las zonas restauradas. El trampeo también parece un método mucho más eficaz para detectar la presencia de *Jynx torquilla*, especie nunca registrada mediante transectos. El resto de especies son básicamente aves forestales poco frecuentes en las formaciones riparias estudiadas.

De las especies registradas en los transectos, 27 no fueron capturadas en ninguna ocasión, un número casi idéntico a las que fueron detectadas por ambos métodos (26). El número total de especies registradas por cualquiera de los dos métodos asciende a 63, algunas más que en 2015 (57), aún teniendo en cuenta que en 2016 no se trampeó con redes en las EREs. El número total de especies registradas, combinando los resultados de ambos métodos en los dos años de trabajo, asciende a 68. La tabla 3.6.1 muestra la aportación de los dos métodos de muestreo en los dos años estudiados hasta el momento.

Tabla 3.6.1: Comparación de la riqueza de especies de aves registradas en la evaluación previa (2015) y en el primer seguimiento post-actuación (2016) del proyecto RIPISILVA, diferenciando la aportación de cada método de muestreo: trampeo con redes verticales (RED) y transectos lineales recorridos por un observador (TRL).

	RED_2015	RED_2016	TRL_2015	TRL_2016
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>Certhia brachydactyla</i>	+	+	+	
13. <i>Cettia cetti</i>	+	+	+	+
14. <i>Cisticola juncidis</i>			+	+
15. <i>Columba palumbus</i>			+	+
16. <i>Cyanistes caeruleus</i>	+	+	+	+
17. <i>Delichon urbicum</i>			+	+
18. <i>Emberiza cia</i>				+
19. <i>Emberiza cirrus</i>			+	+
20. <i>Erithacus rubecula</i>				+
21. <i>Falco tinnunculus</i>	+		+	+
22. <i>Ficedula hypoleuca</i>	+	+		
23. <i>Fringilla coelebs</i>	+	+	+	+
24. <i>Galerida cristata</i>				+
25. <i>Gallinula chloropus</i>			+	+
26. <i>Garrulus glandarius</i>		+		
27. <i>Hippolais pallida opaca</i>	+	+	+	
28. <i>Hippolais polyglotta</i>	+	+	+	+
29. <i>Hirundo daurica</i>			+	+
30. <i>Hirundo rustica</i>		+	+	+
31. <i>Jynx torquilla</i>	+	+		
32. <i>Lanius senator</i>	+	+	+	+
33. <i>Loxia curvirostra</i>			+	+
34. <i>Luscinia megarhynchos</i>	+	+	+	+
35. <i>Merops apiaster</i>			+	+
36. <i>Miliaria calandra</i>				+
37. <i>Motacilla alba</i>		+	+	+
38. <i>Motacilla cinerea</i>		+	+	+
39. <i>Muscicapa striata</i>	+	+	+	+
40. <i>Nycticorax nycticorax</i>				+
41. <i>Oenanthe leucura</i>			+	+
42. <i>Oriolus oriolus</i>	+	+	+	+
43. <i>Parus cristatus</i>		+		
44. <i>Parus major</i>	+	+	+	+
45. <i>Passer domesticus</i>	+	+	+	+
46. <i>Periparus ater</i>			+	+

	RED_2015	RED_2016	TRL_2015	TRL_2016
47. <i>Petronia petronia</i>	+	+	+	+
48. <i>Phoenicurus phoenicurus</i>	+			
49. <i>Phylloscopus bonelli</i>		+		
50. <i>Phylloscopus trochilus</i>	+			
51. <i>Pica pica</i>			+	+
52. <i>Picus viridis</i>			+	+
53. <i>Ptyonoprogne rupestris</i>				+
54. <i>Remiz pendulinus</i>	+	+	+	+
55. <i>Saxicola torquata</i>			+	
56. <i>Serinus serinus</i>	+	+	+	+
57. <i>Streptopelia decaocto</i>			+	+
58. <i>Streptopelia turtur</i>			+	+
59. <i>Sturnus unicolor</i>		+	+	+
60. <i>Sylvia atricapilla</i>	+	+	+	+
61. <i>Sylvia borin</i>	+	+	+	
62. <i>Sylvia hortensis</i>	+			
63. <i>Sylvia melanocephala</i>	+	+	+	+
64. <i>Sylvia undata</i>		+		
65. <i>Troglodytes troglodytes</i>		+	+	+
66. <i>Turdus merula</i>	+	+	+	+
67. <i>Turdus viscivorus</i>		+	+	+
68. <i>Upupa epops</i>	+	+	+	+
TOTAL	31	36	51	54
ACUMULADO		41		59

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 3.6.5) las especies más frecuentes fueron *Cettia cetti*, *Serinus serinus* y *Passer domesticus* (todas con $f > 0,7$), seguidas por *Carduelis carduelis*, *Muscicapa striata*, *Luscinia megarynchos*, *Oriolus oriolus* y *Turdus merula* (todas con $f > 0,5$). Las más frecuentes en la evaluación previa de 2015 también fueron *Cettia cetti*, *Serinus serinus*, *Passer domesticus* (con $f > 0,7$), junto con *Oriolus oriolus*. Les siguieron *C. carduelis*, *L. megarynchos* y *Sylvia melanocephala* ($f > 0,5$). Además de la aparición menos frecuente de *O. oriolus*, destaca la frecuencia algo mayor de *M. striata*, y la disminución de la de *Acrocephalus scirpaceus* (una especie a priori asociada a los cañaverales), aunque los cambios observados no parecen, por lo general, sustanciales. Una excepción es la mayor frecuencia de aparición de *Turdus viscivorus* ($f = 0,33$) que se comentará más adelante.

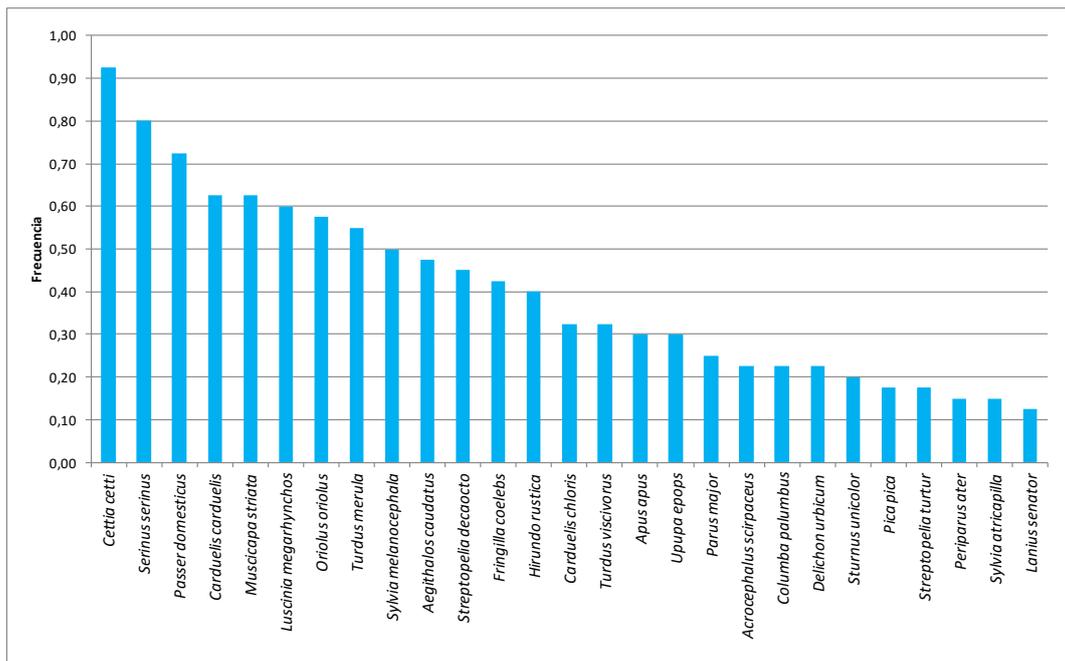
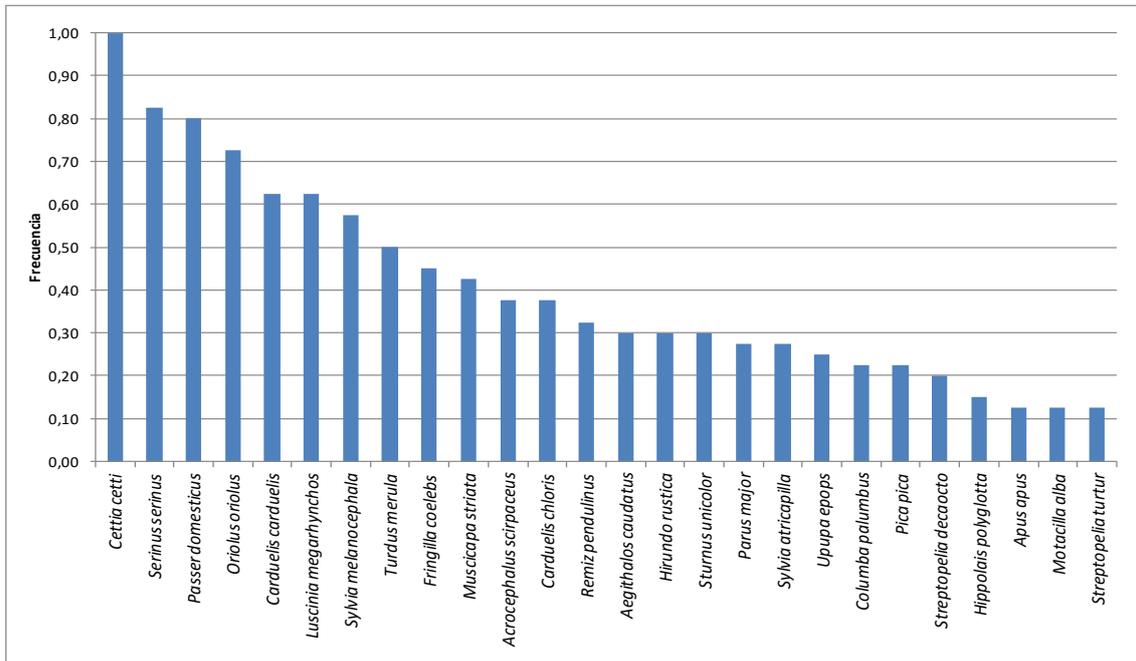


Figura 3.6.5: Especies más frecuentes registradas en los transectos lineales realizados durante la evaluación previa de mayo-junio 2015 (arriba) y en el mismo periodo de 2016 (abajo) en todas las estaciones de referencia y actuación del proyecto RIPISILVA.

En las EREs las especies más frecuentes (Figura 3.6.6) fueron *Aegithalos caudatus*, *Cettia cetti*, *Oriolus oriolus* y *Sylvia melanocephala* ($f=1$), seguidas por *Carduelis carduelis*, *Luscinia megarhynchos*, *Serinus serinus*, *Turdus merula* y *Turdus viscivorus* ($f>0,8$), siendo lo más destacable la presencia común de esta última especie, además de la elevada frecuencia de

A. caudatus, que globalmente mostraba una frecuencia de 0,48 (0,3 en 2015). Globalmente, *T. viscivorus* apareció en 2016 en un tercio de todas las localidades estudiadas ($f=0,33$), lo cual indica una presencia en general más importante, que contrasta con su baja frecuencia global en 2015 ($f=0,08$ considerando todos los muestreos), y sólo algo mayor en las EREs ($f=0,17$).

Esta marcada mayor presencia del Zorzal charlo (*T. viscivorus*) en 2016, tanto en las estaciones de actuación como en las de referencia, sugiere una respuesta a otro factor de influencia general, y no a las actuaciones de restauración, si bien los hábitats abiertos con arbolado disperso o flanqueados por bosquetes riparios podrían constituir ambientes favorables para la localización de recursos por esta especie. Un aparente factor favorable a la mayor presencia de este túrdido, es la importante fructificación observada -en distintas estaciones- de especies de arbustos de dispersión endozócora (principalmente *Rhamnus alaternus*; figura 3.6.12). La capacidad de esta especie de responder a los cambios en la disponibilidad de frutos, especialmente en medios forestales fragmentados (Martínez & García, 2015) apoyan esta hipótesis. La eliminación de vegetación invasora (*Arundo donax*) podría 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).

En 2015, entre las 7 especies presentes en todos los muestreos realizados en las EREs aparecieron *Carduelis carduelis*, *Cettia cetti*, *Luscinia megarynchos*, *Oriolus oriolus*, *Serinus serinus* y *Sylvia melanocephala*, incorporándose únicamente *Fringilla colebs* (Figura 3.6.6) como especie diferente a las dominantes en el análisis global. Entre las especies con frecuencia superior a 0,6, aparecieron *Columba palumbus* y *Aegithalos caudatus*. *C. palumbus* redujo su frecuencia de aparición a 0,5 en 2016, mientras que *A. caudatus* pasó a estar presente en todos los muestreos.

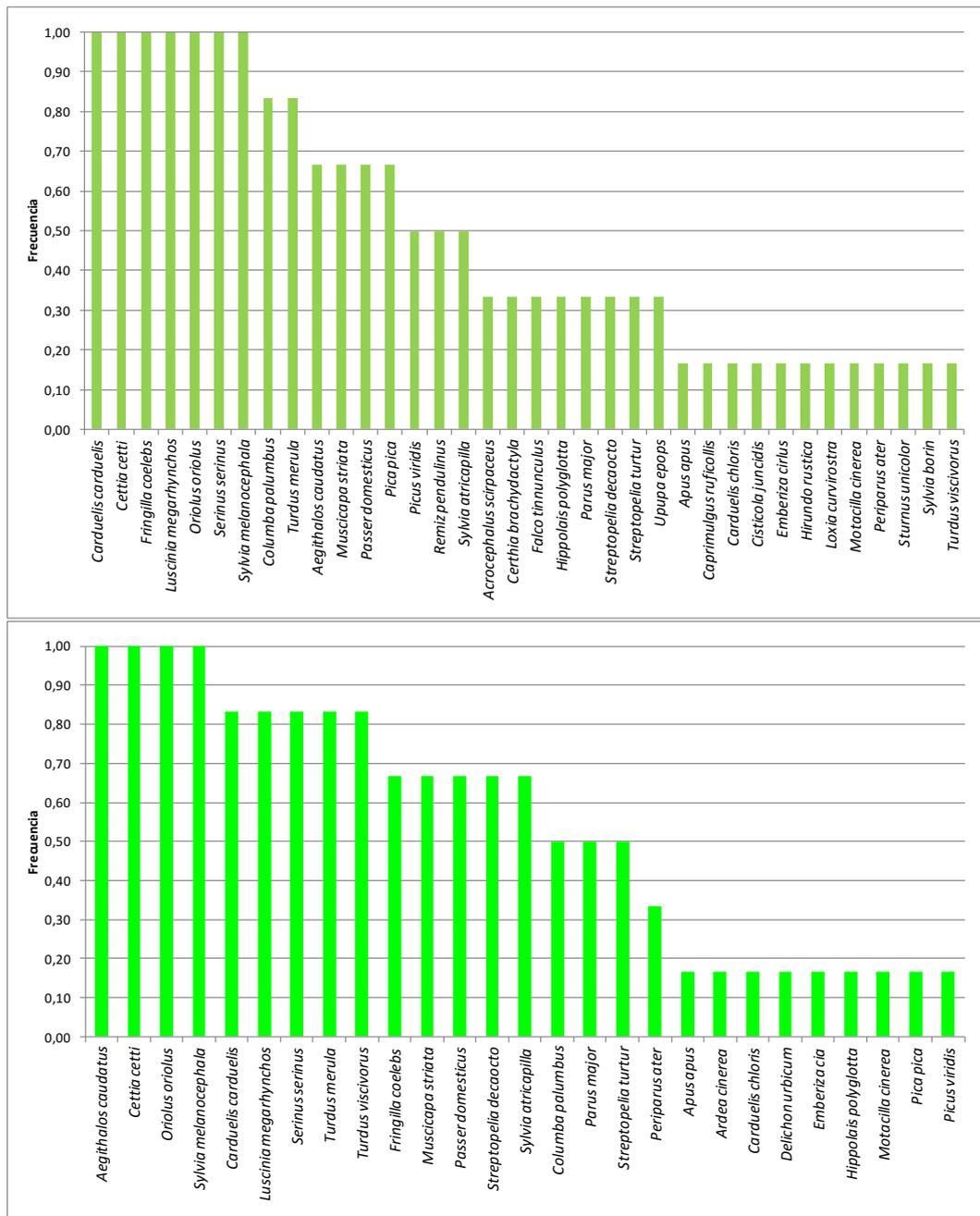


Figura 3.6.6: Especies más frecuentes registradas en los transectos lineales realizados durante la evaluación previa de mayo-junio 2015 (arriba) y en el mismo periodo de 2016 (abajo), en las las estaciones de referencia (EREs). Sólo se representan aquéllas con $f > 0,1$.

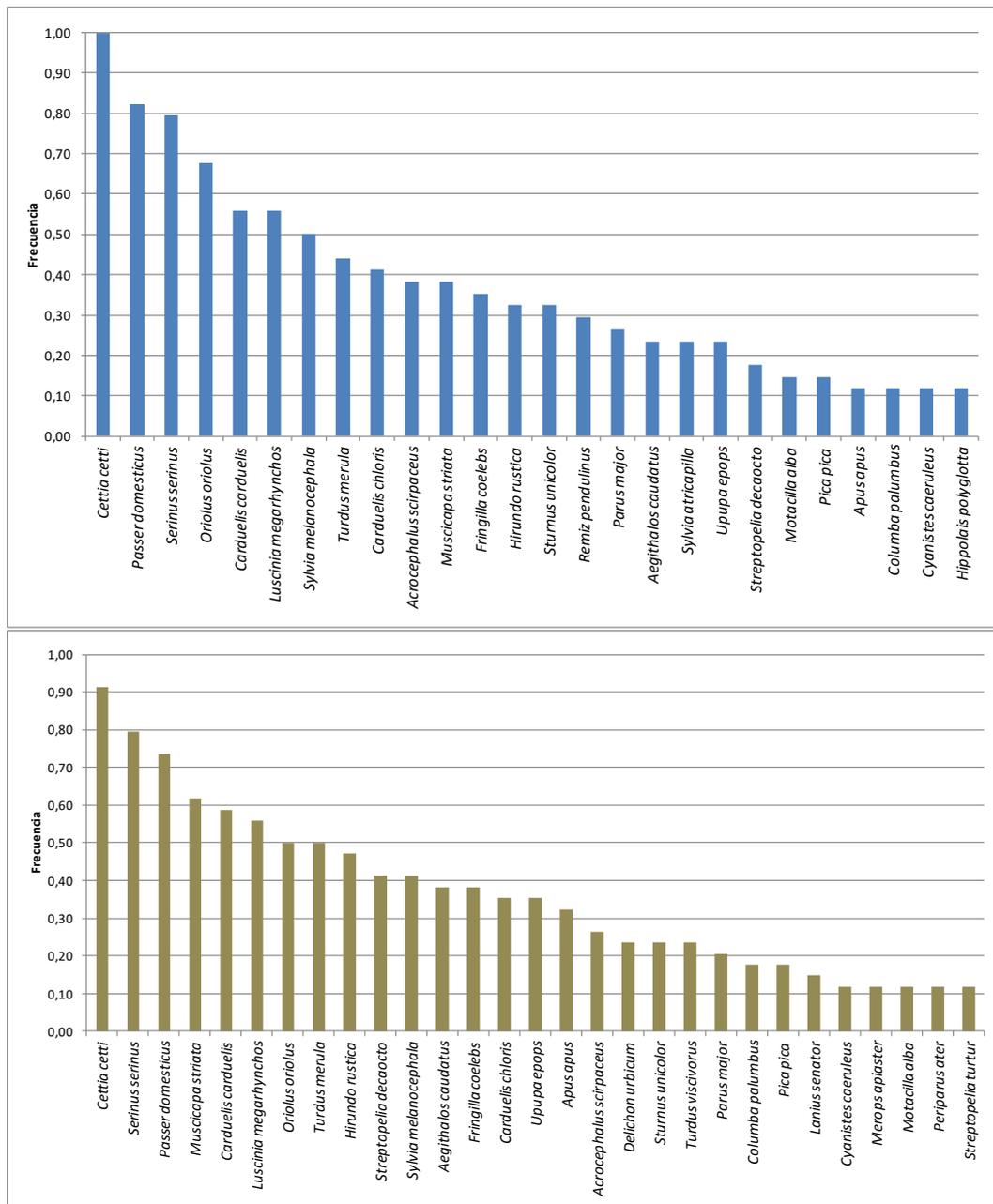


Figura 3.6.7: Especies más frecuentes registradas en los transectos lineales realizados durante la evaluación previa de mayo-junio 2015 (arriba) y en el mismo periodo de 2016 (abajo), en las las estaciones de actuación (sólo se representan aquellas con $f > 0,1$).

El resto de estaciones (excluidas las EREs) reproducen en esencia la situación global (Figura 3.6.7), mostrando las mismas similitudes y diferencias expuestas con respecto a los muestreos equivalentes de la evaluación previa de 2015.

En cuanto a la riqueza total, se ha expresado como valor relativo (especies/100 m), siendo mayor por lo general en las EREs que en el resto de

estaciones, y no apreciándose un gradiente longitudinal claro en estas últimas (Figura 3.6.8). Comparando los resultados de 2016 con el muestreo inicial de 2015, las diferencias parecen haberse acentuado ligeramente entre una de las estaciones de referencia (La Veredilla) y el resto, incluidas las otras dos EREs.

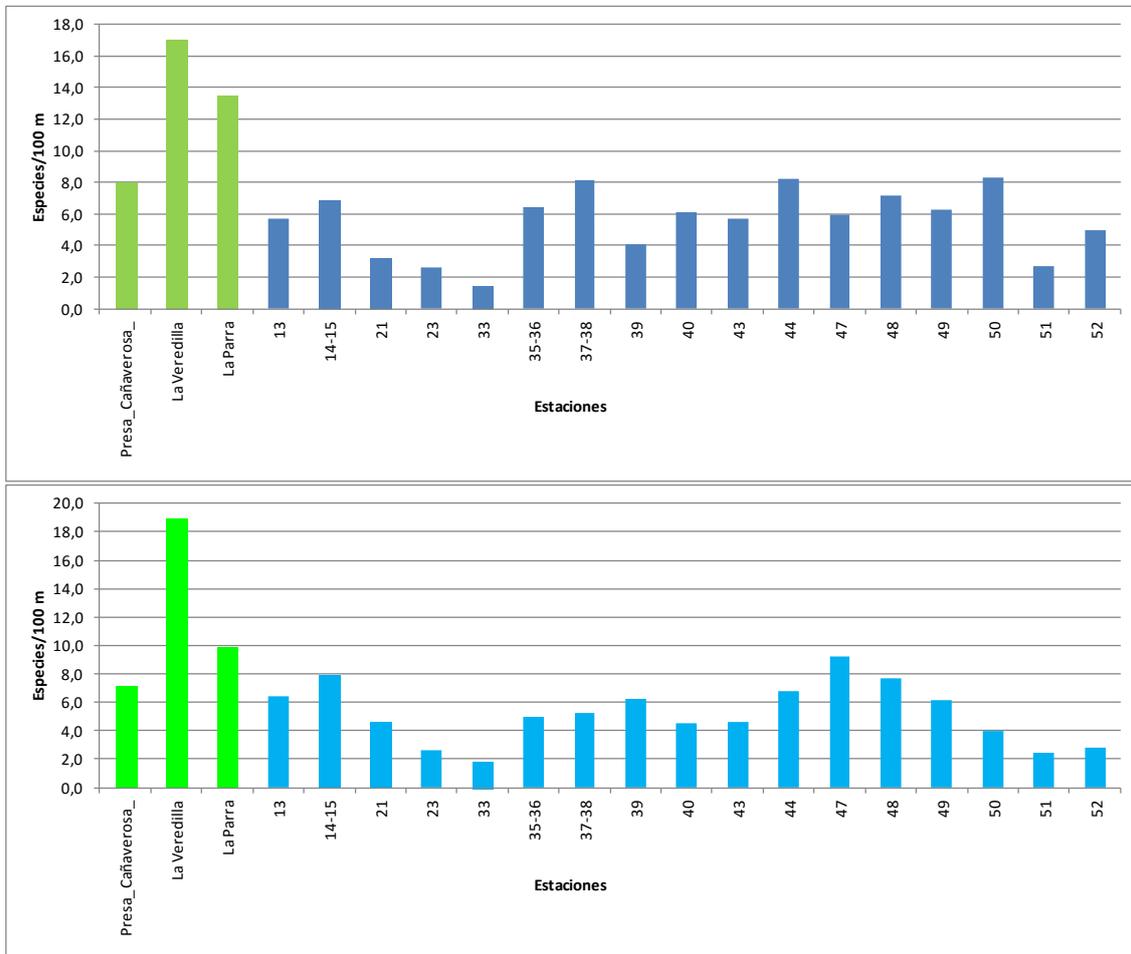


Figura 3.6.8: Variación del índice de riqueza (especies/100 m) obtenido a partir de los transectos lineales, diferenciando las estaciones de referencia (EREs, en verde) y las de actuación (ordenadas en sentido longitudinal hacia aguas abajo del río). Arriba, evaluación inicial (2015), abajo, muestreo post-actuación (2016).

Al igual que en la evaluación inicial de 2015, tampoco se observan diferencias aparentes entre tipos de tratamientos (Figura 3.6.9). Algo similar sucede con el índice de abundancia total (aves/km), cuyos valores más altos se alcanzan en dos de las tres EREs (Figuras 3.6.10 y 3.6.11), aunque en 2016 una de ellas es diferente (Presa de Cañaverosa). 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

desvirtúa parcialmente su condición de referencia frente a las estaciones de actuación propiamente dichas (Figura 3.6.13).

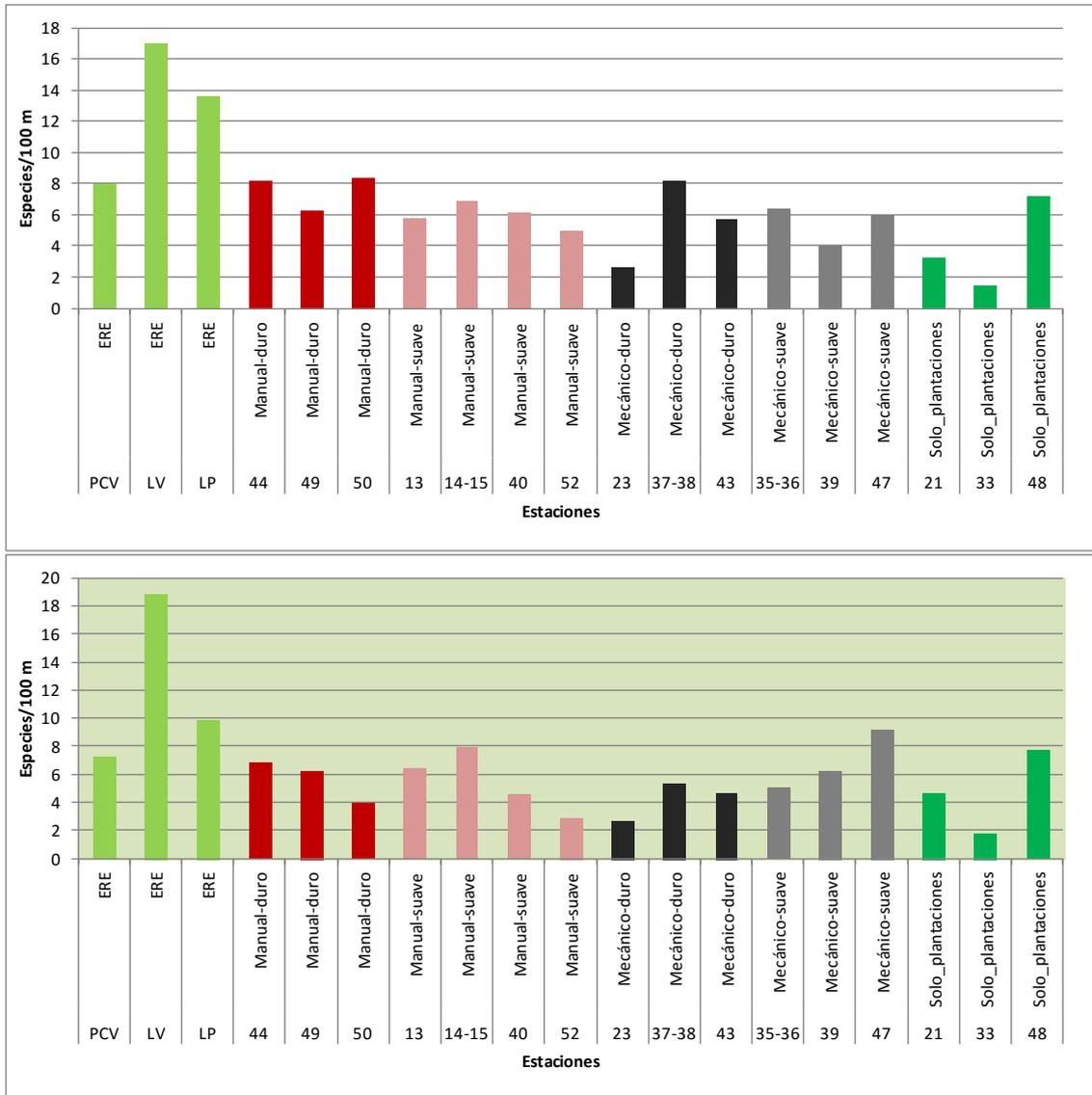


Figura 3.6.9: Variación del índice de riqueza (especies/100 m) obtenido a partir de los transectos lineales, diferenciando las estaciones de referencia (EREs, en verde) y las de actuación (clasificadas por tipo de tratamiento). Arriba, evaluación inicial (2015), abajo, muestreo post-actuación (2016).

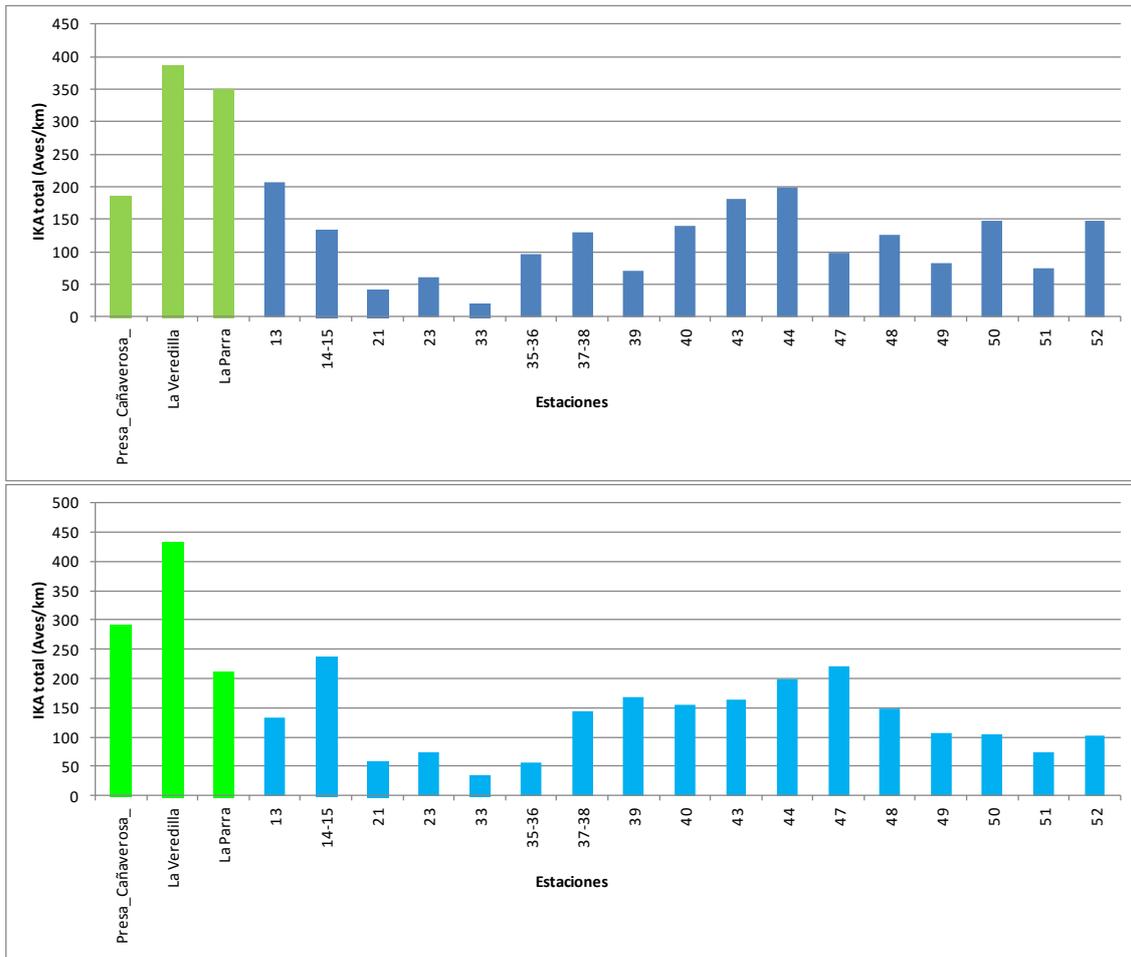


Figura 3.6.10: Variación de la abundancia total de aves, expresada como Índice Kilométrico de Abundancia (aves/km) calculado a partir de los transectos lineales, diferenciando las estaciones de referencia (en verde) y las de actuación (ordenadas longitudinalmente hacia aguas abajo del río). Arriba, evaluación inicial (2015), abajo, muestreo post-actuación (2016).

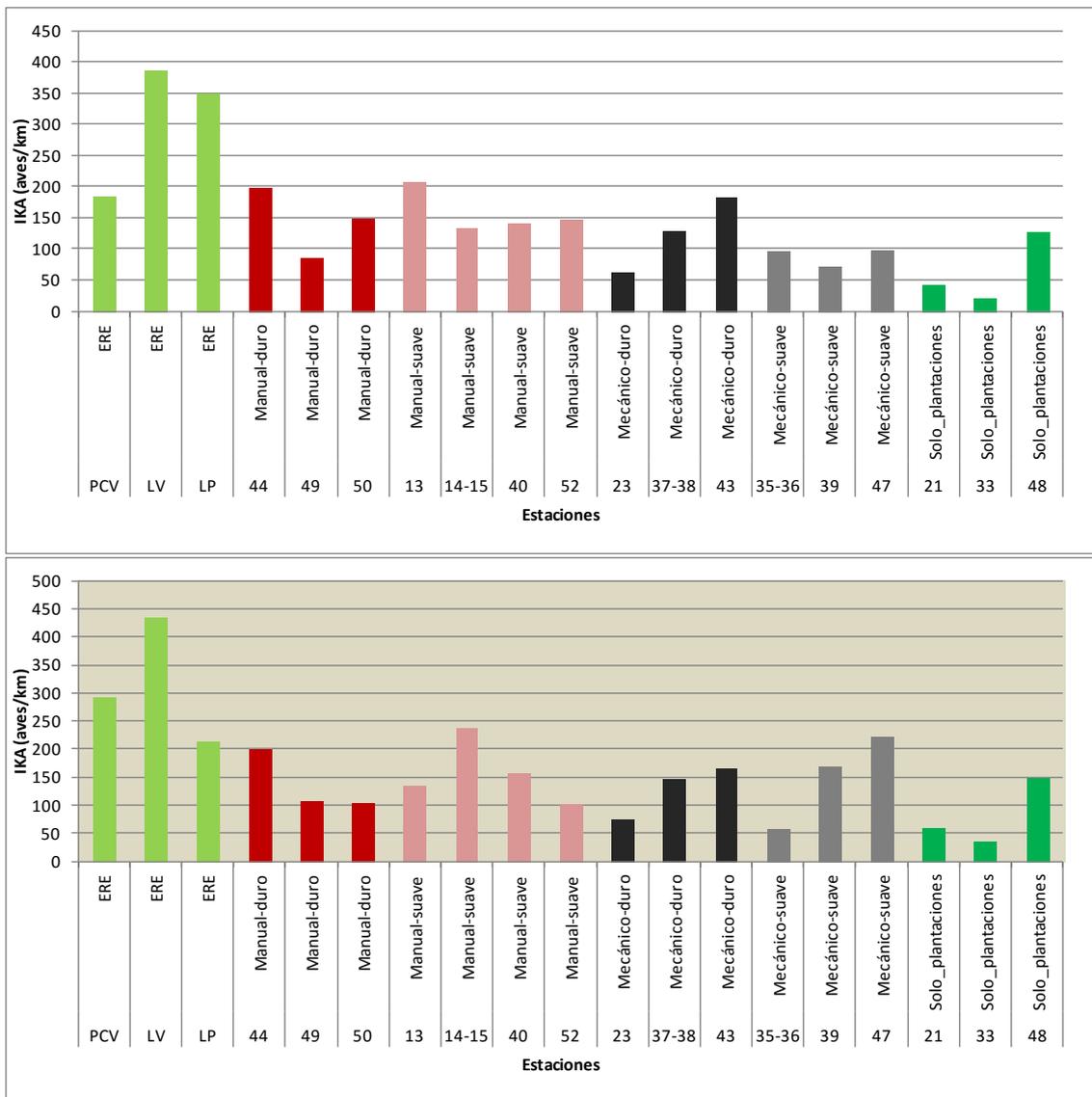


Figura 3.6.11: Variación de la abundancia total de aves, expresada como Índice Kilométrico de Abundancia (aves/km) calculado a partir de los transectos lineales, diferenciando las estaciones de referencia (en verde) y las de actuación (ordenadas longitudinalmente hacia aguas abajo del río). Arriba, evaluación inicial (2015), abajo, muestreo post-actuación (2016).



Figura 3.6.12: Entre las aves que frecuentan los estratos altos de la vegetación de las áreas restauradas mediante la eliminación de *Arundo donax*, como los fringílicos y algunos tórdidos (*Turdus viscivorus*, en el círculo), estos últimos han podido beneficiarse de la importante fructificación observada de arbustos como *Rhamnus alaternus* (ambas imágenes de junio de 2016)



Figura 3.6.13: Aspecto de la Estación de Referencia Ecológica (ERE) de La Parra, sometida a una actuación de desbroce no planificada, que puede haber afectado su condición de estado no alterado, con respecto a las comunidades de aves (Junio de 2016).

3.6.3. Comparación con otros programas de seguimiento

La riqueza total registrada por el método de trampeo con redes verticales (41 especies entre los muestreos de la evaluación inicial de 2015 y el primer muestreo post-actuación de 2016), sigue siendo sensiblemente inferior 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 3.6.2). 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 3.6.2: 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
Método muestreo	Transectos lineales	Trampeo redes verticales	Trampeo redes verticales	Transectos lineales	Ambos métodos
Referencia	Hernández & Barberá (1997)	Vilar (2015)	Presente proyecto*	Presente proyecto*	Presente proyecto*
Número de muestreos:	17	208	26	80	106
RIQUEZA TOTAL:	46	56	41	59	68

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 (59 especies) es ya algo 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 (68 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 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 especies sin ningún tipo de depuración. Es decir, los indicadores de riqueza (como los de abundancia relativa) incluyen todas aquellas especies registradas con independencia de la eficacia de cada método de muestreo para su detección, o del estatus de las especies 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 ciertas especies migradoras, como se ha observado, pueden ser capturadas facilidad en determinados periodos de muestreo. Del mismo modo los transectos lineales pueden resultar ineficaces en la detección de algunas especies poco abundantes o muy sensibles a la presencia de observadores.

Con todo, los trampeos con redes suplementan a los transectos lineales por el mayor esfuerzo (en términos de tiempo de actividad de las redes), lo que les permite registrar precisamente a especies raras o poco conspicuas, así como a las especies accidentales. Esta complementariedad ha sido más evidente en los primeros estadíos posteriores a las actuaciones de eliminación de EEIs, en los que los transectos lineales se muestran menos eficientes en el registro de especies que de forma efectiva parecen estar utilizando las áreas restauradas.

3.7. Moluscos terrestres

PENDIENTE DE ACTUALIZAR

3.8. 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 14 en el área de estudio. Además se ha incrementado el esfuerzo de muestreo mediante la colocación de cámaras de videotrampeo que permanecieron instaladas una semana en cada uno de los puntos muestreados, lo que ayuda a tener un conocimiento más profundo sobre los hábitos de este mustélido y otras especies ligadas a las riberas y los ríos. De hecho, a través de las mismas se ha podido corroborar el uso habitual y recurrente de algunas zonas de actuación (especialmente en aquellas con mejor estado de conservación) o zonas próximas a ellas. Se espera que con las restauraciones fluviales las nutrias aumenten su frecuencia



de aparición en las EMEs ampliando su distribución. Finalmente, como novedad, se está realizando la secuenciación genética de los excrementos encontrados de cara a confirmar que pertenecen a la nutria y obtener otra información de importancia (sexo, área de campeo, parentesco, etc.,).

Se observaron restos de su presencia en la mayor parte de las estaciones muestreadas (12 de 14, Figura 3.8.1)) apareciendo a lo largo de todo el área de estudio (salvo en la estación 4 situada en el inicio de los arrozales de Calasparra y la 52, la más cercana al municipio de Cieza). Aunque no hay una serie temporal suficiente para poder sacar conclusiones claras, parece que esta especie se encuentra en expansión en el área de estudio, dados los numerosos restos encontrados a lo largo de todo el eje fluvial. Resaltar que esta especie se encuentra probablemente incluso más ampliamente distribuida de lo que se detectó en los muestreos puesto que 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.

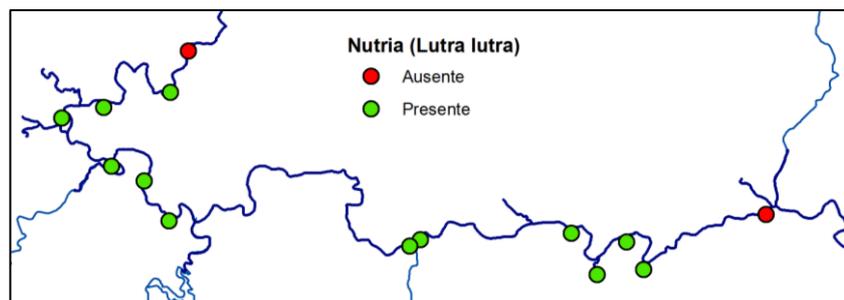


Figura 3.8.1: Localidades en las que se detectó la presencia de nutria (*Lutra lutra*) en 2016.

3.9. Quirópteros

Los resultados preliminares de la actividad de las especies de murciélagos en las zonas muestreadas muestran que se han registrado un total de 11634 llamadas de ecolocación, entendiendo como llamada una serie de pulsos continuos en el tiempo (Fenton, 1970). Estas llamadas han sido identificadas en 10 especies/genero (Tabla 3.9.1).

Los resultados muestran que la especie con un mayor número de llamadas es el murciélago común o enano (*Pipistrellus pipistrellus*) con el 38,5% de las llamadas, seguido por el murciélago de Cabrera (*P. pygmaeus*)

con un 31.3%. La tercera especie en actividad es el murciélago hortelano meridional (*Eptesicus isabellinus*) con el 11.6% de las llamadas. Entre los resultados destaca también la elevada proporción de llamadas asociadas a los murciélagos ratoneros pequeños (*Myotis spp.*) y donde se agrupan las llamadas de varias especies presentes en Murcia (Lisón et al. 2010, 2011). El elevado grado de solapamiento entre las llamadas de estas especies hace que sea imposible separarlas utilizando únicamente parámetros de la llamada.

Los resultados muestran que existe una marcada estacionalidad en la actividad de los murciélagos, registrándose está principalmente en primavera-verano. Siendo menor en otoño. Es un patrón típico (Lisón y Calvo, 2014).

También se observa diferencias en las especies, que pueden estar atribuidas a la calidad del hábitat de ribera. Las especies del género *Pipistrellus spp.* son cazadores aéreos ágiles que capturan sus presas en vuelo. Se alimentan principalmente de dípteros y están asociados e íntimamente a ambientes acuáticos, humedales y riberas. No obstante, la especie *P. pipistrellus* se considera mucho más generalista y tolerante, mientras que *P. pygmaeus* se considera más especializada y que requiere hábitats mejor conservados (Lisón & Calvo, 2013). Curiosamente, la especie *P. kuhlii* apenas aparece, siendo considerada una especie más adaptada a los ambientes mediterráneos humanizados (Lisón & Calvo, 2013).

La tercera especie en presencia, *E. isabellinus* es una especie cuya distribución está asociada a la presencia del hombre, ya que se ha adaptado a utilizar las edificaciones como refugio de cría. Esta especie está muy adaptada a los climas mediterráneos secos y áridos, distribuyéndose por el sur de España y el norte de África. Es una especie asociada a los sistemas ribereños, donde se alimenta en diferentes parches (Lisón 2015). Esta especie también es principalmente un cazador aéreo, aunque muestra cierta flexibilidad y puede alimentarse directamente en el suelo (Lisón 2015, Lisón et al. 2015). La especie muestra una dieta muy ligada a la estacionalidad de los climas mediterráneos y al estado fenológico de las hembras (Lisón et al. 2015). La dieta está compuesta principalmente de escarabajos escarábidos y dípteros. También se alimenta de Carábidos, Cercopídeos y Lepidópteros, siendo controladora de ciertas plagas agrícolas y forestales (Lisón et al. 2015).

El elevado número de pasadas pertenecientes al grupo de los murciélagos ratoneros pequeños puede explicarse debido a que los sistemas riparios son utilizados por muchas especies de este género como lugares de cazas y alimentación (Lisón et al. 2010, 2011). En esta zona es probable la presencia del murciélago ratonero patudo (*Myotis capaccinii*), el cual se

alimenta directamente sobre la superficie del agua capturando insectos posados en su superficie. Esta especie está considerada “En Peligro de Extinción” en España. Se conocen algunas colonias de esta especie en el cercano Cañón de Almadenes.

Por otro lado, también es posible la presencia del murciélago ratonero gris ibérico (*Myotis escalerae*) que también tiene una colonia cercana en el Cañón de Almadenes (Lisón *et al.* 2011) y que utiliza los bosques de ribera para alimentarse, no cazando sobre la superficie del agua, sino sobre la vegetación.

También es importante destacar la presencia del murciélago rabudo (*Tadarida teniotis*), un murciélago que se refugia en las grietas y cortados de los barrancos y que es un cazador de vuelo rápido y directo. Esta especie se alimenta principalmente de polillas grandes (Nocturnidos) que captura a gran altitud.

Tabla 3.9.1: Número de llamadas de ecolocalización de cada una de las especies de quirópteros en el área de estudio. Se muestran los resultados del diagnóstico inicial (Otoño 2015) y del informe anual (Primavera 2016). Ppip: *P. pipistrellus*; Ppyg: *P. pygmaeus*; Pkuh: *P. kuhlii*; Eisa: *Eptesicus isabellinus*; Tten: *Tadarida teniotis*; Myospp: *Myotis spp.*

Lugar	Fecha	Ppip	Ppyg	Pkuh	Eisa	Tten	Myospp
Tesela 43	06/10/2015	0	0	0	5	0	0
Tesela 39	06/10/2015	5	3	0	4	1	1
Tesela 37	23/10/2015	2	3	0	6	158	1
ERE La Parra	23/10/2015	0	0	0	12	1	0
Tesela 13	27/10/2015	0	4	0	3	0	13
ERE Presa Cañaverosa	27/10/2015	2	15	1	3	1	20
Tesela 37	14/04/2016	952	246	0	319	228	27
ERE La Parra	14/04/2016	1746	1698	4	67	0	829
Tesela 52	26/04/2016	1678	1056	9	569	2	111
ERE Presa Cañaverosa	23/05/2016	67	488	1	247	0	11
Tesela 13	23/05/2016	31	131	1	111	0	62
	Total	4483	3644	16	1346	391	1075
	%	38.5	31.3	0.1	11.6	3.4	9.2

4. Agradecimientos

Agradecer a todas las personas que han colaborado en los muestreos e identificación de ejemplares y restos de los distintos grupos taxonómicos: S. Guareschi (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.

5. 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.

Fenton, M.B. 1970. A technique for monitoring bat activity with results obtained from different environments in southern Ontario. *Canadian Journal of Zoology* 48: 847–851.

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 *Eptesicus 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.



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,

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 dominguensis</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.	

Especies exóticas

<i>Acacia retinoides</i> Schltld.
<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



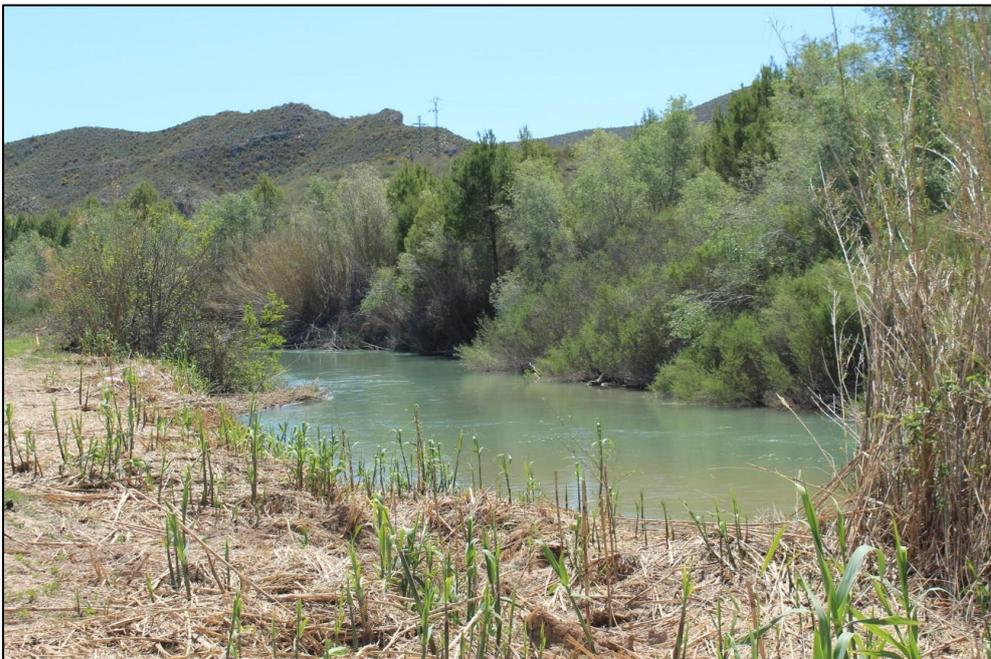
ANEXO III. Anexo Fotográfico de las EMEs

TESELA 6-7 (12/04/2016)



73

TESELA 9 (14/04/2016)



TESELA 12 (12/04/2016)



TESELA 13 (12/04/2016)



TESELA 14 (12/04/2016)



TESELA 17-18 (23/05/2016)



TESELA 19-20 (12/04/2016)



TESELA 21 (19/04/2016)



TESELA 23 (12/04/2016)



TESELA 35-36 (13/04/2016)



TESELA 37-38 (13/04/2016)



TESELA 39 (13/04/2016)



TESELA 41 (20/05/2016)



TESELA 43 (11/04/2016)



TESELA 44 (11/04/2016)



TESELA 47 (11/04/2016)



TESELA 48 (13/04/2016)



TESELA 49 (11/04/2016)



TESELA 51 (23/05/2016)



TESELA 52 (11/04/2016)



TESELA 57 (12/04/2016)

