



**RESPUESTA DE LAS COMUNIDADES DE PECES Y MACROINVERTEBRADOS  
BENTÓNICOS DE LA CUENCA DEL ALTO TAJO A LA CONTAMINACIÓN POR  
SEDIMENTOS INERTES PROCEDENTES DE LA MINERÍA DEL CAOLÍN.  
PROPUESTA DE MEDIDAS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA.**

**Máster Universitario en Restauración de Ecosistemas**

**Presentado por:**

D. Clive Alexander Dove.

**Director:**

Dr. Diego García de Jalón.

**Tutor académico:**

Dr. Diego García de Jalón.

En Madrid, a 30 de octubre de 2020

## ÍNDICE DE CONTENIDOS

RESUMEN EN ESPAÑOL.....	4
RESUMEN EN INGLÉS .....	4
PALABRAS CLAVE .....	5
1 INTRODUCCIÓN.....	5
1.1 ESTUDIOS PREVIOS SOBRE LA RESPUESTA DE LAS COMUNIDADES DE PECES Y MACROINVERTEBRADOS DE LA CUENCA DEL ALTO TAJO A LA CONTAMINACIÓN POR SEDIMENTOS INERTES PROCEDENTES DE LA MINERÍA DEL CAOLÍN.....	12
2 JUSTIFICACIÓN DE LA NECESIDAD DEL TRABAJO DE FIN DE MÁSTER .....	14
3 OBJETIVOS E HIPÓTESIS .....	15
4 MATERIAL Y MÉTODOS .....	16
4.1 ZONA DE ESTUDIO.....	16
4.2 ESTACIONES DE MUESTREO.....	18
4.3 CARACTERIZACIÓN DEL RÍO .....	20
4.4 MACROINVERTEBRADOS .....	25
4.5 PECES.....	28
5 RESULTADOS .....	30
5.1 CARACTERIZACIÓN DEL RÍO .....	30
5.2 MACROINVERTEBRADOS .....	33
5.3 PECES.....	38
6 DISCUSIÓN .....	40
6.1 CARACTERIZACIÓN DEL RÍO .....	40
6.2 MACROINVERTEBRADOS .....	41
6.3 PECES.....	42
7 CONCLUSIONES.....	44
8 AGRADECIMIENTOS .....	45

9	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	47
10	ANEXOS .....	53
10.1	ANEXO I CATÁLOGO FOTOGRÁFICO .....	53
10.2	ANEXO II TABLAS Y FIGURAS ADICIONALES DE LA CARACTERIZACIÓN DEL RÍO .....	55
10.3	ANEXO III TABLAS ADICIONALES DEL ANÁLISIS DE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS .....	57
10.4	ANEXO IV TABLAS ADICIONALES DEL ANÁLISIS DE LAS COMUNIDADES DE PECES .....	64

## RESUMEN EN ESPAÑOL

Este Trabajo de Fin de Máster analiza los efectos de un vertido de sedimentos procedentes de la erosión de los materiales de una mina de caolín abandonada sobre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y peces de un tramo del río Tajo situado en el Parque Natural del Alto Tajo. La respuesta a la perturbación se ha medido mediante la aplicación de indicadores bióticos. Además, se ha realizado una caracterización hidrológica y geomorfológica del río Tajo para evaluar su capacidad de movilizar los sedimentos procedentes de la mina con el objetivo de diseñar medidas de restauración ecológica complementarias a las que va a implantar un proyecto LIFE en la zona.

Los resultados demuestran que el vertido tiene consecuencias negativas para las comunidades de macroinvertebrados y peces de la zona. No obstante, dado que el río tiene capacidad para movilizar los sedimentos que llegan desde la mina, se prevé un retorno a las condiciones de referencia observadas en el tramo de control una vez que el proyecto LIFE elimine la perturbación. De este modo, tanto los macroinvertebrados como los peces deberían ser capaces de recuperarse sin necesidad de aplicar medidas de restauración ecológica adicionales.

La descripción del estado de las comunidades de peces y macroinvertebrados de la zona de estudio es anterior a la implantación de las medidas de restauración del proyecto LIFE. Por ello, proporciona la situación de partida para el seguimiento y la evaluación de su eficacia. Además, se aporta una metodología apropiada para realizar el seguimiento y evaluación de estas medidas en lo que respecta a las comunidades de peces y macroinvertebrados bentónicos del Alto Tajo

## RESUMEN EN INGLÉS

This Masters Dissertation assesses the effects of silting caused by the erosion of waste materials at an abandoned Kaolin mine on benthic macroinvertebrate and fish communities of the river Tagus in the Parque Natural del Alto Tajo nature reserve. Response to the perturbation has been measured using biotic indicators. A hydrological and geomorphological characterisation of the river has been performed in order to assess its ability to mobilise the sediments arriving from the mine and thus design ecological restoration measures that may complement the implementation of an ongoing LIFE project designed to tackle the problem.

Results show that silting caused by the mine's sediments has deleterious effects on the area's fish and macroinvertebrate communities. However, given that the river is able to mobilise these sediments, a return to reference conditions is envisaged once the LIFE project removes the

perturbation. Hence, both the fish and the macroinvertebrates should recover without the need for further restoration measures.

The description of the state of fish and macroinvertebrate communities is prior to the implementation of the LIFE project's restoration measures. Thus, it delivers the benchmark to assess their efficacy. Furthermore, a suitable methodology has been provided to monitor and evaluate these measures as concerns the upper Tagus' communities of fish and macroinvertebrates.

## PALABRAS CLAVE

Estructura poblacional, geomorfología fluvial, hidrología, indicador biótico, sedimentos finos.

## 1 INTRODUCCIÓN

El Parque Natural del Alto Tajo -ZEC-ZEPA Alto Tajo ES4240016-ES0000092 (PNAT) es un espacio natural protegido integrado en la red NATURA 2000. Se localiza en la región suroccidental del Sistema Ibérico, a caballo entre las provincias de Guadalajara y Cuenca, en la Comunidad Autónoma de Castilla-La Mancha (Figura 1).



**Figura 1** Localización del Parque Natural del Alto Tajo. Fuente: CicloTraveling (2018)

La principal característica del PNAT son sus formaciones geológicas de mesetas y mesas cubiertas por rocas carbonatadas del periodo Cretácico (calizas y dolomías) sobre sedimentos arenosos, en los cuales el río Tajo ha esculpido un sistema de cañones de más de 100 km de longitud y hasta 400 m de profundidad (Carcavilla et al. 2011). Las capas sedimentarias arenosas contienen depósitos de caolinita (formación Arenas de Utrillas) en las cotas superiores del cañón que han sido explotados a escala industrial desde 1965 (Zapico et al. 2016). El PNAT cuenta con características naturales de

gran importancia, como la calidad hídrica de sus ríos y poblaciones de fauna asociadas a cursos fluviales; siendo también clave para la conservación de vegetación riparia, flora acuática y una fuente importante de servicios ecosistémicos (Martín-Moreno et al. 2016b).

La caolinita (comúnmente conocida como caolín) es un mineral arcilloso de color blanco que se utiliza como materia prima en numerosos procesos industriales. Destacan entre otros la producción de porcelana (Lima et al 2017), cerámicas, papel, pinturas, caucho, materiales plásticos, tintas, catalizadores, fibra de vidrio, cemento Portland, cosméticos, fármacos, [...] (Murray 2006), así como el tratamiento de aguas residuales (Lima et al. 2017).

La minería industrial de caolín a cielo abierto con entidad mecanizada moderna en el entorno del Alto Tajo se inició en 1965 con la apertura de la mina María José en Poveda de la Sierra (Guadalajara) (Zapico (2017), a la que siguieron las minas Nuria y El Machorro en Poveda de la Sierra y la Mina Santa Engracia en Peñalén (Guadalajara), dando lugar al espacio minero de Poveda-Peñalén (Figura 2).

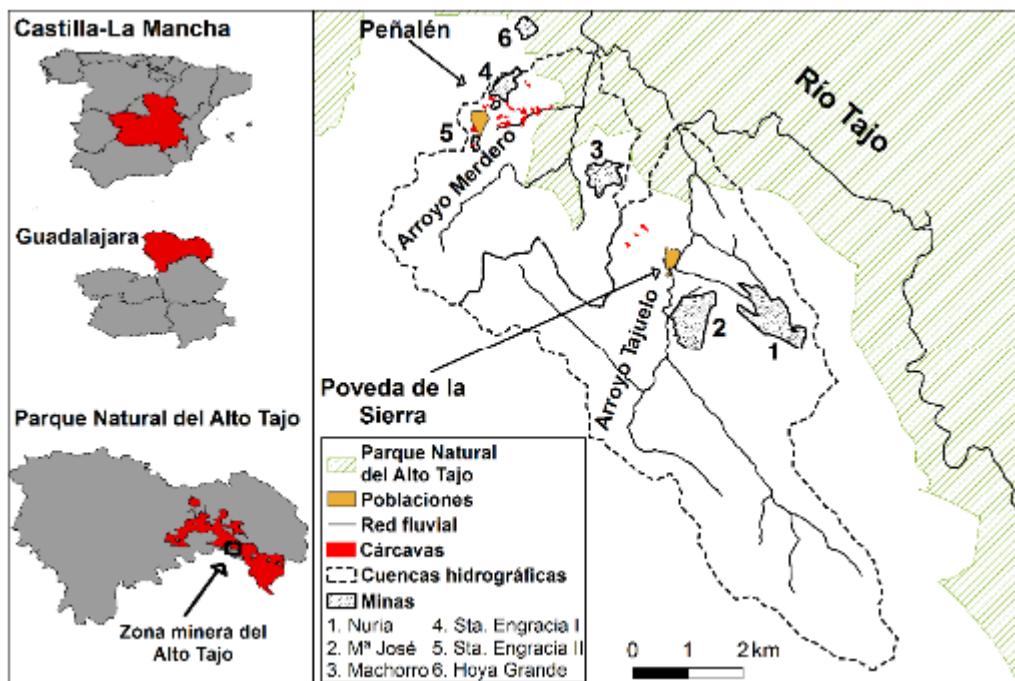


Figura 2 Localización de las minas de caolín a cielo abierto del espacio minero de Poveda-Peñalén. Fuente: Zapico (2017).

Desde la declaración del PNAT en el año 2000, los emplazamientos mineros se encuentran en su zona periférica de protección (Consejería de Agricultura, Medio Ambiente y Desarrollo Rural 2017). Sin embargo, se sitúan en las mismas cuencas hidrográficas, de modo que sus escorrentías (agua y sedimentos) están potencialmente conectadas a los arroyos Tajuelo y Merdero (Figura 2) y, en última instancia, al río Tajo (Zapico 2017).

(Martín-Moreno, 2013) clasifica las minas del espacio minero de Poveda-Peñalén en dos categorías según su conexión hidrológica sedimentaria con la red fluvial: (i) minas que incorporan estructuras para el control de la escorrentía, la erosión, y la emisión de sedimentos (María José y El Machorro) y (ii) minas que carecen de estas estructuras (mina Santa Engracia) La mina Nuria se encuentra en una situación intermedia porque carece de medidas de restauración (salvo retazos antiguos de terrazas), pero dispone de un dique de corrección hidrológica que retiene los flujos de escorrentía procedentes de una parte muy importante de la superficie minera (Zapico 2017).

Santa Engracia estuvo activa entre 1980 y 1990. El cese de actividad vino precedido de una importante inversión en medidas de restauración del espacio minero mediante la construcción de terrazas en las escombreras exteriores con adición de cubierta de coluvión y revegetación, así como la aplicación de geotextiles. Esta acumulación de materiales no consolidados en lugares de fuerte pendiente sin una integración eficaz en la red de drenaje local generó una geomorfología que a menudo resulta inestable e incrementa las posibilidades de fracaso de la restauración (Martín Duque et al. 2009). En efecto, bajo la acción de procesos erosivos severos, las terrazas se transformaron en grandes cárcavas, provocando la pérdida de los geotextiles, el coluvión y la cubierta vegetal (Figura 3A). Dado que la mina carece de estructuras para el control de la escorrentía, la erosión y la emisión de sedimentos, los materiales son arrastrados por los drenajes erosivos de la mina Santa Engracia y llegan al arroyo Peñalén (afluente del arroyo Merdero y este a su vez del río Tajo) y se distribuyen por la red fluvial en forma de carga de fondo y suspensión (Martín Duque et al. 2008) a razón de  $353 \pm 95$  t/ha/año (Martín-Moreno et al. 2017) (Figura 3B). Este valor es muy superior a las 114 t/ha/año de sedimento emitidas por las cárcavas naturales de la zona (Zapico 2017). Este dato de  $353 \pm 95$  t/ha/año se traduce en una carga de sólidos en suspensión de 390 mg/l (José Francisco Martín Duque, comunicación personal 2020), que supera en un orden de magnitud al valor límite de 25 mg/l establecido por la normativa (Directiva 2006/44/CEE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 6 de septiembre de 2006, relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces) para ríos salmonícolas.

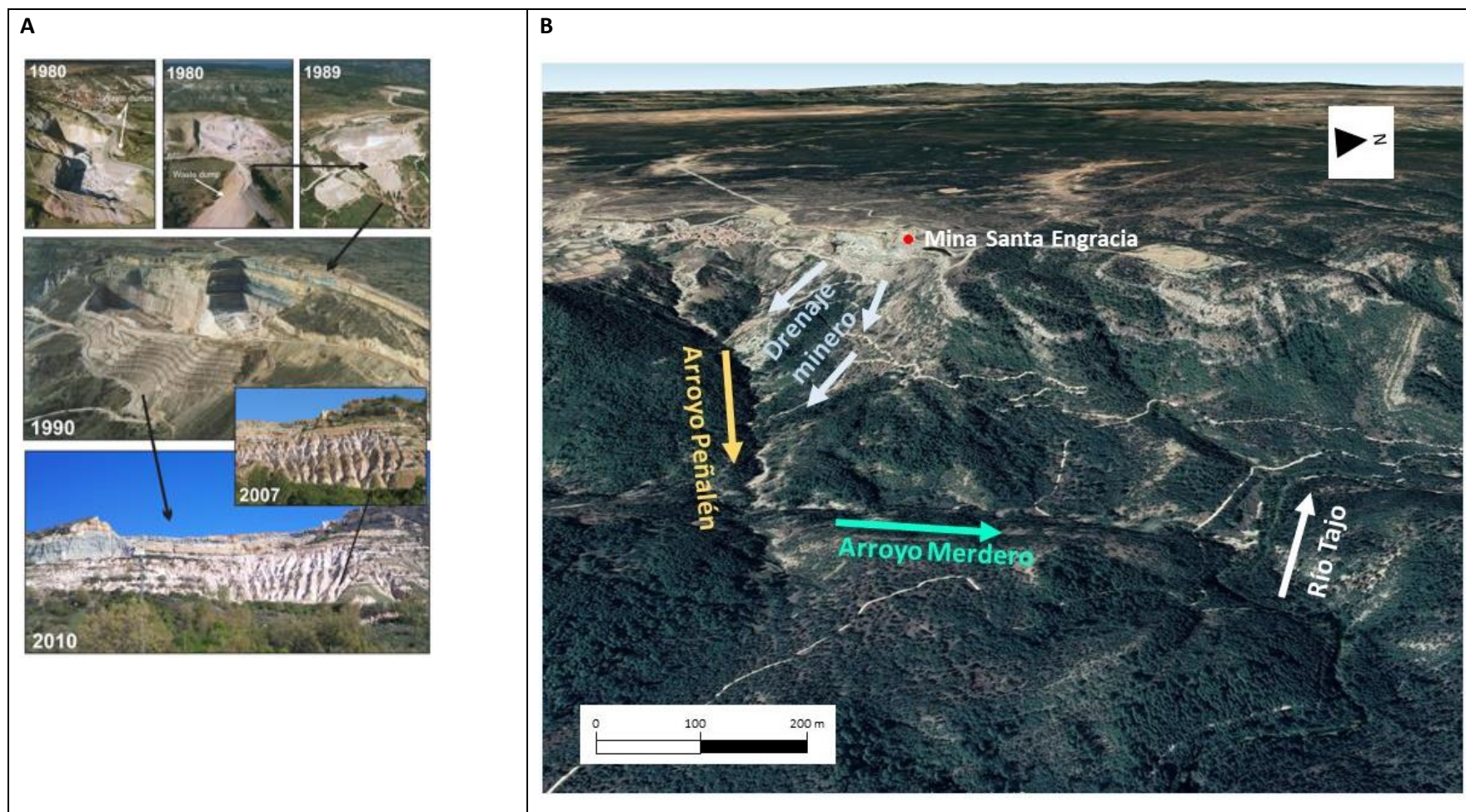


Figura 3 A) Evolución de las escombreras exteriores de la mina Santa Engracia a lo largo de 30 años. Entre 1980 y 1989 la mina estaba activa y se observa la acumulación de materiales en las escombreras exteriores. En 1990, tras el cese de actividad, las escombreras fueron remodeladas para generar una topografía aterrazada. Entre 1990 y 2010 los procesos de erosión excavaron grandes cárcavas en las escombreras, exportando los materiales a la red fluvial del entorno. Fuente: Martín-Moreno et al. (2017).

B) Transporte de sedimentos desde la mina Santa Engracia hasta el río Tajo a través de la red fluvial local. Los drenajes erosivos de la mina transportan los materiales hasta el arroyo Peñalén, y éste al arroyo Merdero, desde donde acaban alcanzando el cauce del río Tajo.



Los episodios de emisión de sedimentos procedentes de la mina Santa Engracia a la red fluvial del río Tajo coinciden con periodos de precipitaciones (Figura 4), con picos asociados a tormentas de verano y fenómenos invernales de lluvia sobre nieve (Martín-Moreno et al. 2017).

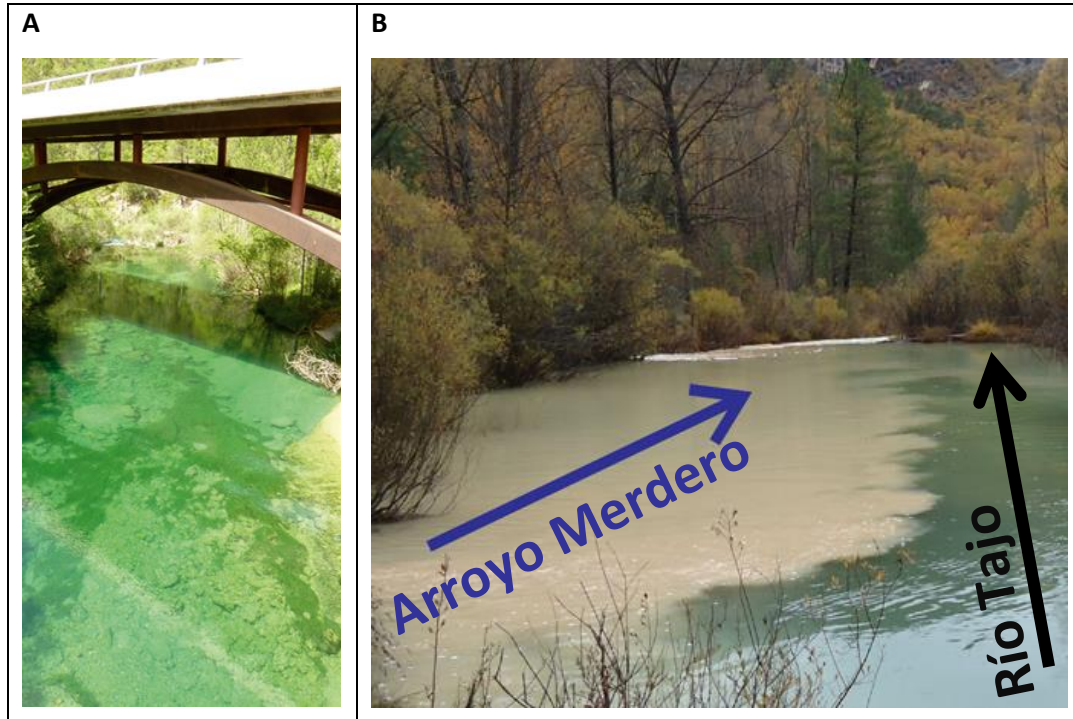


Figura 4 A) Río Tajo a su paso por el puente de la carretera CM-210 (aguas arriba de la zona minera). Obsérvese la transparencia del agua. Modificado de Zapico et al. (2016). B) Confluencia del arroyo Merdero y el río Tajo en durante un episodio de fuerte emisión de sedimentos desde la mina Santa Engracia. Modificado de Martín-Moreno et al. (2017).

Los pasivos mineros de Santa Engracia tienen una consistencia areno-arcillosa (Consejería de Agricultura, Medio Ambiente y Desarrollo Rural 2017), con un tamaño de grano que oscila entre 0,002 y 2mm (Martín-Moreno 2016a). Precisamente es la fracción de sedimentos finos la que tiene un mayor potencial para causar efectos adversos en los ecosistemas fluviales (Guertault et al. 2014), y afectan principalmente a las comunidades bentónicas (Waters 1995). Wood y Armitage (1997) identifican efectos negativos debidos a altos contenidos de sedimentos finos en el agua, su depósito en el lecho de los ríos y su penetración en los espacios intersticiales sobre los productores primarios, la fauna macroinvertebrada bentónica y la ictiofauna:

#### Productores primarios

- Reducción de la fotosíntesis y la productividad debido a una menor capacidad de penetración de la luz
- Abrasión de las estructuras sumergidas de los macrófitos.
- Eliminación del perifiton por enterramiento.

#### Fauna macroinvertebrada

- Alteración del hábitat por la modificación de la composición del sustrato.
- Aumento de la deriva.
- Alteración de la capacidad respiratoria por acumulación de sedimentos en las estructuras respiratorias y la reducción de los niveles de oxígeno disuelto.
- Alteración de la alimentación por la inhibición de la capacidad de filtrar, la reducción de la calidad nutricional del perifiton y la disminución de la densidad de presas.

#### Ictiofauna

- Alteración de la capacidad de alimentarse y respirar por la acumulación de sedimento en branquispinas y filamentos branquiales.
- Reducción de la disponibilidad de frezaderos adecuados.
- Alteración del desarrollo de las puestas, las larvas, los alevines y los juveniles. En el caso concreto de los salmónidos, la acumulación de sedimentos finos en el sustrato reduce la permeabilidad del nido sobre el que se depositan las puestas, lo que reduce el aporte de oxígeno a los huevos (Acornley & Seal 1999). Un aumento significativo del volumen de finos puede resultar en una menor supervivencia de los huevos, un aumento del número de alevines prematuros y un mayor riesgo de depredación (Olsson y Petersen 1986). En casos extremos como el que nos ocupa, la deposición de arenas puede sellar la superficie del nido, impidiendo que los alevines puedan emerger (Crisp 1993).
- Modificación de los patrones migratorios.
- Reducción de la disponibilidad de presas derivada de la disminución de la fotosíntesis, la producción primaria y la disponibilidad de hábitat adecuado para las presas.
- Afectación de la capacidad de los depredadores para identificar y capturar a sus presas.

En el PNAT, la emisión de sedimentos finos desde la mina Santa Engracia tiene potencial para causar estos efectos adversos en hábitats catalogados en el Anexo I de la Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva de Hábitats), es decir, “Aguas oligomesotróficas calcáreas con vegetación béntica de *Chara spp.*(código de hábitat 3140)” y “Aguas oligotróficas con un contenido de minerales muy bajo de las llanuras arenosas (*Littorelletalia uniflorae*) (código de hábitat 3110)”.

El transporte de sedimentos en un río es el proceso por el que el agua es capaz de movilizar sedimento como consecuencia de su circulación por el canal que lo encauza (Zapico 2017). La tensión de arrastre (Du Boys 1879) es un parámetro que indica la fuerza total que actúa sobre el lecho inundado, el fondo y las orillas de un río. Parte de esta fuerza actúa sobre las partículas sueltas

del sustrato, y por tanto controla su transporte (García de Jalón 2020). Por su parte, la tensión crítica de arrastre indica la mínima tensión de arrastre necesaria para iniciar el movimiento de las partículas sueltas del sustrato. A partir de la tensión de arrastre y la tensión crítica se puede determinar el tamaño de grano medio de sedimento que es capaz de movilizar el río. Por lo tanto, conociendo datos relativos a la geomorfología (pendiente longitudinal, profundidad y anchura del cauce) y la hidrología (caudal mediano, caudal máximo y caudal de crecidas extraordinarias) de un río, es posible calcular estas variables y determinar su capacidad para movilizar los sedimentos en del cauce.

Por otra parte, la acumulación de sedimentos en un cauce fluvial puede provocar que, en períodos de menor caudal (estiaje, etc.), se depositen grandes volúmenes de sedimentos finos y materia orgánica (Giles et al. 1991), con los consiguientes problemas para la fauna bentónica. De igual modo, la acumulación de sedimentos en las orillas puede inhibir el desarrollo de la vegetación de ribera (Bravo et al. (2004). En el PNAT, esta situación podría alterar el hábitat catalogado en el Anexo I de la Directiva de Hábitats “Bosques galería de *Salix alba* y *Populus alba* (código de hábitat NHT 92A0)”. En el contexto de este Trabajo de Fin de Máster (TFM), esto resulta especialmente relevante en el entorno de la confluencia del arroyo Merdero con el río Tajo, donde los sedimentos procedentes de la mina Santa Engracia se acumulan formando un cono aluvial (Martín Moreno 2013) (Figura 5).



Figura 5 Cono aluvial formado por la acumulación de sedimentos procedentes de la mina Santa Engracia en la confluencia del arroyo Merdero y el río Tajo.

### 1.1 ESTUDIOS PREVIOS SOBRE LA RESPUESTA DE LAS COMUNIDADES DE PECES Y MACROINVERTEBRADOS DE LA CUENCA DEL ALTO TAJO A LA CONTAMINACIÓN POR SEDIMENTOS INERTES PROCEDENTES DE LA MINERÍA DEL CAOLÍN

Bravo et al. (2004) realizaron un informe solicitado por el PNAT que incluía un estudio del impacto de las minas de caolín del espacio minero Poveda-Peñalén sobre los cursos fluviales del entorno, entre ellos el río Tajo y el arroyo Merdero. Analizaron la abundancia de macroinvertebrados en 9 estaciones de muestreo y compararon los valores del índice Iberian Biomonitoring Working Party (IBMWP) (BOE 2008). Asimismo, tomaron muestras de agua con una periodicidad mensual para contrastar los datos con la carga de sedimentos en suspensión. Concluyeron que tanto el índice IBMWP y el número de familias de macroinvertebrados del río Tajo en el tramo afectado por el aporte de sedimentos procedentes del arroyo Merdero y, en última instancia, de la mina Santa Engracia, reflejaba una alteración del hábitat que afectaba a la estructura de la comunidad de macroinvertebrados.

Herranz Sanz (1983) realizó un estudio de la fauna macrorinvertebrada del Alto Tajo que incluye el tramo afectado por el vertido de sedimentos procedente de la mina Santa Engracia. Realizó sus muestreos entre los años 1979 y 1981, es decir, cuando acababa de comenzar el periodo de explotación de la mina. Probablemente el impacto de la actividad minera sobre la red fluvial del río Tajo era aún pequeño en aquel momento, por lo que sus datos proporcionan un valioso control para todas las estaciones de muestreo analizadas en este TFM.

Amores et al. (1983) realizaron un estudio de la fauna macroinvertebrada bentónica de una sección del Alto Tajo que queda aguas abajo de la zona de estudio definida para este TFM. Este trabajo aporta una buena referencia para la identificación de especies y el tratamiento de los datos.

En lo referente a los peces, no hay estudios previos que analicen específicamente el impacto del vertido de sedimentos inertes procedentes de la minería del caolín en el PNAT. No obstante, sí están disponibles algunos informes inéditos solicitados por el PNAT, como el Plan de ictiofauna (TRAGSA 2010), el informe del estado de los frezaderos del Parque Natural (ICA, S.L. y TRAGASATEC 2010) y el informe específico sobre el impacto ambiental de las minicentrales hidroeléctricas (Bravo Utrera y TRAGSATEC 2009). Debe mencionarse también el seguimiento realizado para la redacción del Plan de Ordenación de Recursos Naturales (PORN) del Parque Natural, cuyos resultados se incluyen en TRAGSATEC (2010).

Para el desarrollo de este TFM han resultado especialmente útiles los datos de los muestreos de peces del río Tajo de los años 1993 y 2006, que fueron recopilados por el proyecto europeo “Improving and Extending the European Fish Index (EFI+)” <http://efi-plus.boku.ac.at/software/>. Estos datos permiten realizar un análisis de la evolución de la estructura de las comunidades de peces del tramo afectado por el vertido de sedimentos.

El Departamento de Geodinámica de la Universidad Complutense de Madrid, bajo el liderazgo del Dr. Francisco Martín Duque, ha realizado numerosos estudios acerca del transporte de sedimentos desde los emplazamientos mineros del Alto Tajo y sus efectos sobre los cauces fluviales del PNAT. Destacan por su relevancia para este TFM las tesis doctorales de Cristina Martín Moreno (Martín Moreno 2013) e Ignacio Zapico (Zapico 2017), así como las publicaciones Martín–Moreno et al. (2016a), Martín–Moreno et al. (2016b), Martín–Moreno et al. (2017), Zapico et al. (2016) y Zapico et al. (2018). La acumulación de todo este conocimiento acerca de los procesos erosivos del espacio minero de Poveda-Peñalén ha permitido la puesta en marcha en 2019 del proyecto *Fluvial freshwater habitat recovery through geomorphic-based mine ecological restoration in the Iberian Peninsula* (LIFE RIBERMINE) [www.liferibermine.com](http://www.liferibermine.com) que coordina la Consejería de Economía,

Empresas y Empleo de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. El proyecto tiene entre sus objetivos la mejora del estado ecológico del río Tajo y sus afluentes afectados por vertidos de sedimentos inertes procedentes de la minería de caolín en el entorno del Parque Natural del Alto Tajo (PNAT). Para ello, está aplicando medidas de restauración geomorfológica, revegetación, etc. en la mina Santa Engracia.

Bravo et al. (2004) observan que la dinámica del río Tajo (hidrología y geomorfología) no se ve afectada a su paso por la zona minera.

## 2 JUSTIFICACIÓN DE LA NECESIDAD DEL TRABAJO DE FIN DE MÁSTER

La minería es la mayor fuente de residuos sólidos que existe (Martín-Moreno et al. 2017). Sin embargo, la minería no energética, como la que se desarrolla en el PNAT, tiene una importancia estratégica para la Unión Europea (UE). Numerosos sectores económicos (industria manufacturera, construcción, etc.) dependen de ella para proporcionarles las materias primas necesarias para sus procesos productivos. Además, se trata de una actividad de gran peso económico en la UE: en 2007 generó un volumen de negocio de 49.000 millones de euros y empleó a aproximadamente 287.000 personas (Comisión Europea 2010). En el PNAT, la minería de caolín del espacio minero de Poveda-Peñalén generaba el 13.5% de los puestos de trabajo de la zona a comienzos del siglo XXI (DOCM, 1999). De este modo, es previsible que la minería continúe desarrollándose, tanto en el PNAT como a escala europea y global.

En los 20 años que han transcurrido desde la declaración del PNAT (DOCM 2020), tanto sus gestores como la Administración competente (Consejería de Agricultura, Medio Ambiente y Desarrollo Rural de la Junta de Castilla-La Mancha) se han enfrentado al reto de compatibilizar la actividad minera con la conservación de los espacios naturales protegidos. En estas circunstancias, el Plan de gestión “Alto Tajo” reconoce a la minería como uno de las principales presiones y amenazas con impacto negativo en el espacio Natura 2000 (Consejería de Agricultura, Medio Ambiente y Desarrollo Rural 2017).

La existencia de explotaciones mineras abandonadas sujetas a procesos erosivos severos y la previsión de continuidad de la explotación de los depósitos de caolín a medio y largo plazo en el PNAT demandan: (i) el dimensionamiento del impacto que causan sobre los ecosistemas acuáticos y la biodiversidad que albergan, (ii) la definición de medidas de restauración necesarias, (iii) la implantación de las medidas de restauración propuestas con un respaldo financiero adecuado, (iv) un seguimiento a largo plazo de la eficacia de las medidas de restauración aplicadas. Este TFM

aborda los puntos (i) y (ii) en lo relativo a las poblaciones de peces y fauna macroinvertebrada del río Tajo y analiza su capacidad de transportar los sedimentos procedentes de la mina Santa Engracia. Por lo tanto, permite definir la necesidad de medidas de restauración ecológica adicionales a las que está implantando el proyecto LIFE RIBERMINE. Por último, precisa la situación de partida y proporciona la metodología para el seguimiento y evaluación de la eficacia de las medidas de restauración previstas en LIFE RIBERMINE en lo relativo a las poblaciones de peces y fauna macroinvertebrada del río Tajo.

### 3 OBJETIVOS E HIPÓTESIS

El objetivo general del TFM es proponer medidas de restauración ecológica complementarias a las previstas en el proyecto LIFE RIBERMINE para contribuir al fortalecimiento de las poblaciones de peces y fauna macroinvertebrada del río Tajo en un tramo afectado por un vertido de sedimentos procedentes de la minería del caolín.

Los objetivos específicos son:

- Definir el carácter del río Tajo en el tramo afectado por el vertido.
- Identificar la abundancia y diversidad de especies de peces y macroinvertebrados en el tramo de estudio.
- Analizar los efectos del vertido sobre la estructura de las comunidades de peces y macroinvertebrados de tramos afectados y no afectados por el vertido, y comparar su estado actual con el descrito en estudios anteriores realizados en la zona.
- Elaborar un plan de aplicación de las medidas de restauración propuestas.
- Precisar la situación de partida y proporcionar una metodología para el seguimiento y evaluación de la eficacia de las medidas de restauración previstas en LIFE RIBERMINE en lo relativo a las poblaciones de peces y fauna macroinvertebrada del río Tajo.

Las hipótesis se han planteado a partir de la definición de objetivos, y teniendo en cuenta lo descrito en el apartado 4.1:

- El río Tajo tiene capacidad para transportar los sedimentos procedentes de la mina Santa Engracia.
- La diversidad y la estructura de las comunidades de peces y macroinvertebrados del tramo del río Tajo afectado por el vertido están alteradas.

- La evolución de la comunidad de macroinvertebrados del tramo del río Tajo afectado por el vertido a lo largo de cuatro décadas refleja el impacto causado por la emisión de sedimentos desde la mina Santa Engracia.

## 4 MATERIAL Y MÉTODOS

### 4.1 ZONA DE ESTUDIO

La zona de estudio es una sección de 19,12 km del curso alto del río Tajo que incluye el tramo que discurre por el espacio minero de Poveda de la Sierra y Peñalén. Pertenece a la masa de agua “ES030MSPF0114010 Río Tajo desde Peralejos de las Truchas hasta Río Gallo”, incluida en la categoría “112. Ríos de montaña mediterránea calcárea” (Confederación Hidrográfica del Tajo (2014). González Amuchastegui (1993) clasifica estas aguas en la categoría de bicarbonatado cálcico/magnésico, con presencia también de sulfatos, cloruros y sodio. Esta característica resulta en un marcado carácter travertínico, por el cual el carbonato cálcico disuelto en el agua precipita en los intersticios del lecho y va cementando el sustrato. Precipita también sobre acumulaciones de restos vegetales y otros obstáculos y va formando pequeños diques que, poco a poco, crecen en altura y espesor (Carcavilla et al. 2011) y dan al río un aspecto escalonado con alternancia de rápidos y pozas.

El límite superior de la zona de estudio se sitúa aguas arriba de las confluencias con los arroyos que transportan los sedimentos desde las minas de caolín, mientras que el límite inferior es un punto cercano al Puente de San Pedro (Zaorejas). Se ha definido una zona de estudio amplia con el objetivo de establecer los siguientes tramos (Figura 6):

- Tramo de control aguas arriba de la zona afectada por el vertido.
- Tramo de impacto situado en la zona afectada por el vertido.
- Tramo de recuperación aguas abajo de la zona afectada por el vertido. Este tramo permite acotar la zona de impacto sobre las comunidades de peces y macroinvertebrados.

Estos tramos coinciden con tres de los tramos de estudio (Tajo 6, Tajo 7 y Tajo 8, respectivamente) definidos en Herranz Sanz (1983) para el estudio de la fauna macroinvertebrada del Alto Tajo. De este modo, es posible comparar los resultados obtenidos en 2020 con los de 1983.



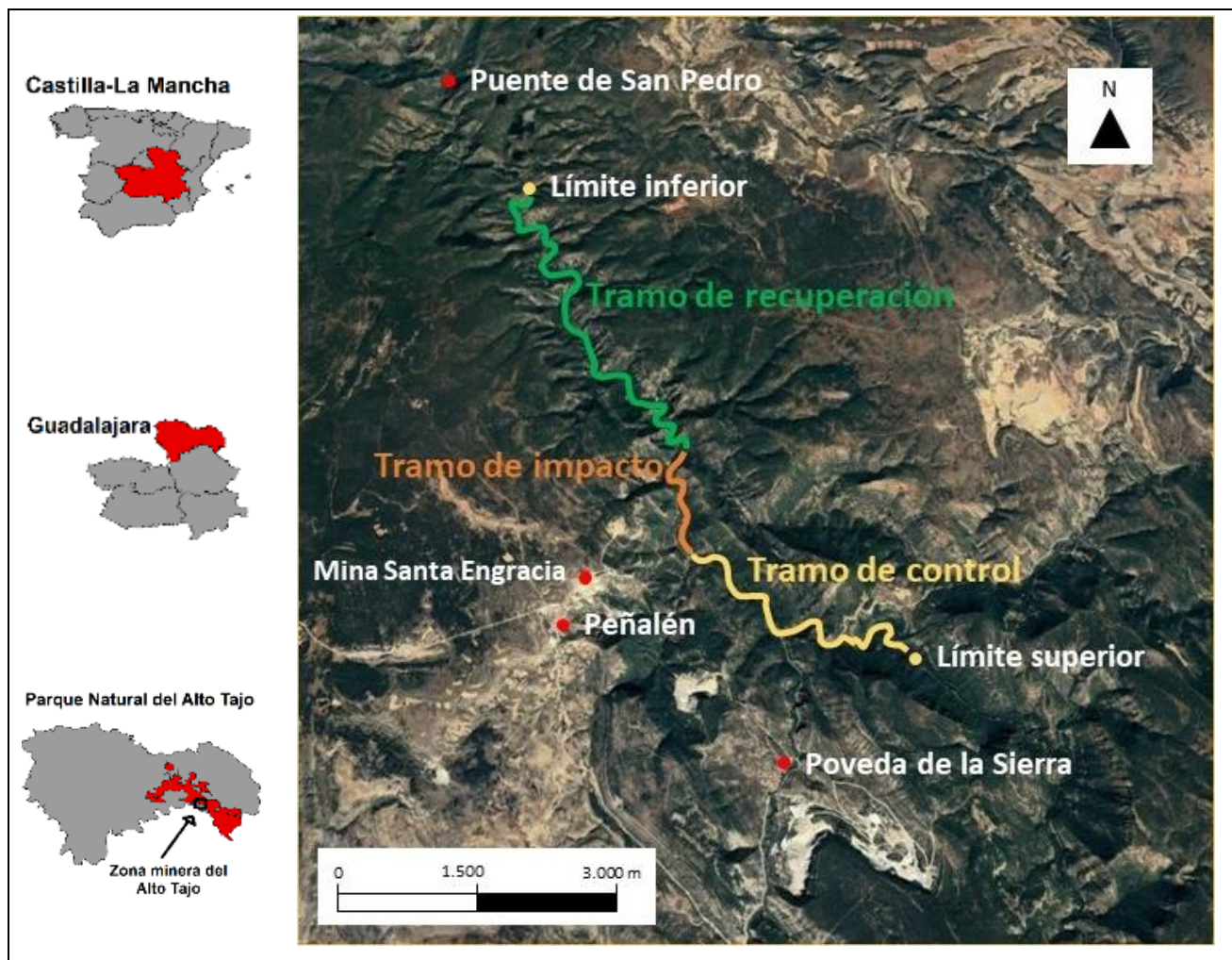


Figura 6 Zona de estudio. En el centro de la imagen se observa el cañón del río Tajo a su paso por el espacio minero de Poveda de la Sierra y Peñalén. El límite superior del tramo de estudio ( $40^{\circ}39'39,50''N$ ,  $2^{\circ}0'2,54''W$ ) se sitúa en el paraje de La Eruela, entre el Salto de Poveda y la confluencia con el arroyo Tajuelo. El límite inferior ( $40^{\circ}45'6,55''N$ ,  $2^{\circ}5'18,46''W$ ) se localiza en el Vado de Salmerón, aguas arriba del Puente de San Pedro. El tramo de control tiene su límite superior en  $40^{\circ}39'39,50''N$ ,  $2^{\circ}0'2,54''W$  y el inferior en  $40^{\circ}40'38,65''N$ ,  $2^{\circ}2'38,47''W$ . El tramo de impacto tiene su límite superior en  $40^{\circ}40'38,65''N$ ,  $2^{\circ}2'38,47''W$  y el inferior en  $40^{\circ}42'17,95''N$ ,  $2^{\circ}3'28,28''W$ . El tramo de recuperación tiene su límite superior en  $40^{\circ}42'17,95''N$ ,  $2^{\circ}3'28,28''W$  y el inferior en  $40^{\circ}45'6,55''N$ ,  $2^{\circ}5'18,46''W$ . Modificado de Zapico (2017).

El río Tajo discurre encajonado en su cañón a lo largo de toda la zona de estudio. Por su parte, la vegetación de ribera está totalmente desarrollada en todos los tramos y no pierde la conexión con la vegetación de las laderas. La Tabla 1 recoge las principales especies de vegetación de ribera.

Tabla 1 Principales especies de vegetación de ribera de la zona de estudio.

Tramo	Principales especies de vegetación de ribera
Control	<i>Salix eleagnos angustifolia</i> , <i>Salix purpurea</i> , <i>Phragmites communis</i> , <i>Corylus avellana</i> , <i>Populus nigra</i> , <i>Fraxinus angustifolia</i> , <i>Cornus sanguinea</i> , <i>Viburnum lantana</i> , ciperáceas, herbáceas. En segundo término, <i>Pinus nigra</i> en las umbrías y tomillares en las solanas.
Impacto	<i>Typha latifolia</i> , <i>Salix eleagnos angustifolia</i> , <i>Salix purpurea</i> , <i>Phragmites communis</i> , <i>Populus nigra</i> , <i>Populus alba</i> , <i>Betula pendula</i> , <i>Corylus avellana</i> , <i>Cornus sanguinea</i> , <i>Crataegus monogyna</i> , herbáceas. En segundo término, <i>Pinus nigra</i> , aunque en algunos puntos llega a la misma orilla.
Recuperación	<i>Salix eleagnos angustifolia</i> , <i>Salix purpurea</i> , <i>Phragmites communis</i> , <i>Populus nigra</i> , <i>Populus alba</i> , <i>Corylus avellana</i> , <i>Frangula alnus</i> , herbáceas.

Tramo	Principales especies de vegetación de ribera
	En segundo término, <i>Pinus nigra</i> , <i>Pinus sylvestris</i> y <i>Fraxinus angustifolia</i> en las solanas y en las umbrías una mezcla irregular de especies frondosas: <i>Betula pendula</i> , <i>Corylus avellana</i> , <i>Quercus faginea</i> , <i>Tilia platyphyllos</i> , <i>Viburnum lantana</i> , <i>Cornus sanguinea</i> .

## 4.2 ESTACIONES DE MUESTREO

Se han establecido siete estaciones de muestreo (Figura 7): dos en el tramo de control (C1, C2), tres en el tramo de impacto (I1, I2, I3) y dos en el tramo de recuperación (R1, R2).



Figura 7 Localización de las estaciones de muestreo en la zona de estudio. C1 y C2 se localizan en el tramo de control, I1, I2 e I3 en el tramo de impacto y R1 y R2 en el tramo de recuperación.

La localización de las estaciones de muestreo es similar a las del proyecto EFI+, de manera que los resultados de los muestreos de peces se pueden comparar con los realizados en 1993 y 2006. De igual modo, se puede establecer una correspondencia con las estaciones de muestreo de macroinvertebrados de Bravo et al. (2004) y los tramos de Herranz Sanz (1983) (Tabla 2).

Tabla 2 Coordenadas geográficas de las estaciones de muestreo y correspondencia con las de estudios similares anteriores.

Tramo	Estación de muestreo	Coordenadas geográficas		Correspondencia con los tramos de muestreo de Herranz Sanz (1983)		Correspondencia con las estaciones de muestreo de EFI+		Correspondencia con las estaciones de muestreo de Bravo et al. (2004)		
		Límite superior	Límite inferior	Tramo	Coordenadas geográficas		Estación de muestreo	Coordenadas geográficas	Estación de muestreo	Coordenadas geográficas
					Límite superior	Límite inferior				
Control	C1	40°39'39,50"N, 2°0'2,54"W	40°39'58,54"N, 2°0'25,08"W	Tajo 6	40°36'42,13"N, 1°57'46,11"W	40°40'20,24"N, 2°2'6,78"W	Coto Los Abedules	40°39'0,70"N, 1°58'43,79"W	Tajo 1C	40°39'59,75"N, 2°1'9,51"W
	C2	40°39'52,39"N, 2°1'37,32"W	40°40'10,30"N, 2°1'47,59"W				Peñales-Tajo	40°39'54,45"N, 2°1'40,61"W	Tajo 2C	40°40'10,79"N, 2°1'46,93"W
Impacto	I1	40°40'38,65"N, 2°2'38,47"W	40°40'46,93"N, 2°2'51,16"W	Tajo 7	40°40'20,24"N, 2°2'6,78"W	40°42'15,90"N, 2°3'21,59"W	Peña de la Gitana	40°40'45,29"N, 2°2'49,34"W	-	-
	I2	40°40'53,39"N, 2°2'49,81"W	40°41'0,84"N, 2°2'43,22"W				-	-	Tajo 3C	40°41'10,68"N, 2°2'50,12"W
	I3	40°41'28,05"N, 2°2'59,33"W	40°41'35,56"N, 2°2'58,88"W				-	-	-	-
Recuperación	R1	40°42'55,47"N, 2°4'10,38"W	40°43'8,62"N, 2°4'30,18"W	Tajo 8	40°42'15,90"N, 2°3'21,59"W	40°47'51,34"N, 2°9'19,58"W	Aula de la naturaleza	40°43'44,67"N, 2°4'20,23"W	-	-
	R2	40°44'54,24"N, 2°5'11,19"W	40°45'6,55"N, 2°5'18,46"W				-	-	-	-

Las estaciones C1 y C2 se muestrearon el 30/06/2020, las estaciones I1, I2, I3 y R1 el 01/07/2020 y la estación R2 el 02/07/2020 con un equipo formado por cuatro personas.

Las coordenadas de las estaciones de muestreo se registraron con la aplicación ViewRanger instalada en un teléfono móvil Samsung Galaxy A6.

El tamaño de grano del sustrato y su grado de cementación presentan un gradiente descendente a favor de la corriente, aunque en las estaciones del tramo de impacto (especialmente en I1) se observan acumulaciones de sedimentos finos y arenas sobre el sustrato en forma de barras. La presencia de vegetación acuática es desigual en todas las estaciones de muestreo (Tabla 3).

**Tabla 3 Descripción del sustrato y la cubierta de vegetación acuática en las estaciones de muestreo**

Estación de muestreo	Sustrato	Cubierta de vegetación acuática
C1	Pedregoso. Cantos gruesos muy cementados. Travertinización en facies lítica.	Sustrato parcialmente cubierto de macrófitas y algas en facies lítica y léntica
C2	Pedregoso. Cantos gruesos muy cementados.	Sustrato parcialmente cubierto de macrófitas y algas en facies lítica. Facies léntica desprovista de vegetación acuática.
I1	Cantos de tamaño medio y gravas generalmente cementados. Acumulaciones de sedimentos finos y arena en forma de barras longitudinales que alcanzan los 15-20 m de largo. Travertinización en facies lítica.	Sustrato parcialmente tapizado de musgos y algas ( <i>Chara sp.</i> en facies léntica entre otras). Aparecen macrófitos como <i>Ranunculus sp.</i>
I2	Cantos de tamaño medio y gravas generalmente cementados. Acumulaciones de sedimentos finos y arena de menor tamaño. Travertinización en facies lítica.	Sustrato parcialmente tapizado de musgos y algas, especialmente en facies lítica.
I3	Cantos de tamaño medio y gravas generalmente cementados. Travertinización en facies lítica.	
R1	Cantos de tamaño medio y gravas con un grado de cementación irregular. Travertinización en facies lítica.	Sustrato parcialmente tapizado de musgos y plantas
R2	Gravas sueltas y cantos de tamaño medio y grande. Travertinización en facies lítica.	En facies léntica hay grandes superficies del sustrato desprovistas de cubierta vegetal

El Anexo I recoge un catálogo fotográfico del río y su entorno en las diferentes estaciones de muestreo (ver Figura 18).

#### 4.3 CARACTERIZACIÓN DEL RÍO

Durante los muestreos se realizó un análisis visual del hábitat y se tomaron fotografías del río y su entorno. Asimismo, se registró la temperatura del agua y la conductividad (EC) con un conductímetro marca HANNA, modelo HI98312. Para calcular la conductividad a 25°C se utilizó la expresión:

$$EC_{25} = \frac{EC}{1 + .002(T - 25)}$$

Donde:

$EC_{25}$  es la conductividad a 25°C en mS/cm.

EC es la conductividad medida a la temperatura del agua en mS/cm.

T es la temperatura del agua en °C.

Para la caracterización hidrológica y geomorfológica se utilizaron los registros de caudales del periodo 1982-2016 de las estaciones foronómicas 3001 “Río Tajo en Peralejos de las Truchas” y 3268 “Río Cabrillas en Taravilla” del Anuario de Aforos 2016-2017 del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX), disponibles para descarga en [www.cedex.es](http://www.cedex.es). El inicio de la serie se fijó en 1982 porque ese es el año a partir del cual hay registros de caudales en la estación 3268. El final de la serie se fijó en 2016 porque, en la fecha de entrega de este TFM, no estaban disponibles los datos de los años hidrológicos 2017, 2018 y 2019.

Teniendo en cuenta que el río Cabrillas tiene su confluencia con el río Tajo en el punto que marca la separación entre los tramos de impacto y recuperación y que aporta un caudal no despreciable, fue necesario dividir el río en dos secciones (río Tajo sin río Cabrillas y río Tajo con río Cabrillas) para realizar su caracterización. La primera sección considera la suma del caudal del río Tajo en la estación foronómica 3001 y el caudal potencial que genera la cuenca desde su localización (40°35'45,66"N, 1°55'50,32"W) hasta la confluencia con el río Cabrillas (40°41'35,56"N, 2°2'58,88"W) (Figura 8). Para actualizar la serie de caudales diarios se utilizó la expresión:

$$Q = \frac{A_c}{A_p} Q_p$$

Donde:

Q es el caudal diario del río Tajo en su confluencia con el río Cabrillas en m<sup>3</sup>/s.

$A_c$  es la superficie de la cuenca vertiente en la confluencia de los ríos Tajo y Cabrillas en km<sup>2</sup>=484.

$A_p$  es la superficie de la cuenca vertiente en la localización de la estación foronómica 3001 en km<sup>2</sup>=410.

$Q_p$  es el caudal diario del río Tajo en la estación foronómica 3001 en m<sup>3</sup>/s.

La segunda sección considera la suma del caudal del río Tajo en la estación foronómica 3001 y el caudal del río Cabrillas en la estación 3268 (Figura 8). La serie de datos resultante está definida por la expresión:

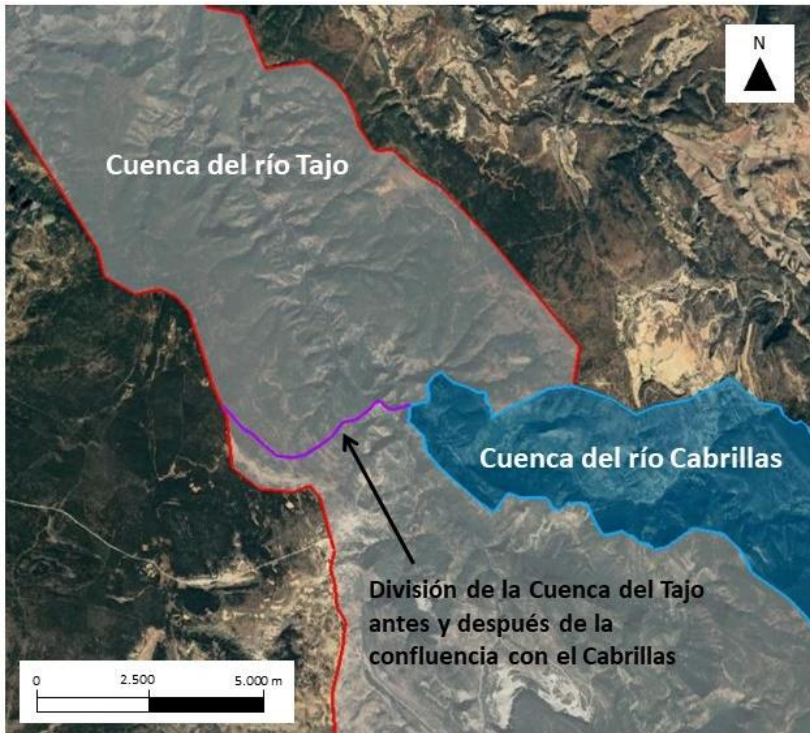
$$Q = Q_p + Q_c$$

Donde:

$Q$  es caudal diario resultante de sumar los caudales diarios de los ríos Tajo y Cabrillas en  $m^3/s$ .

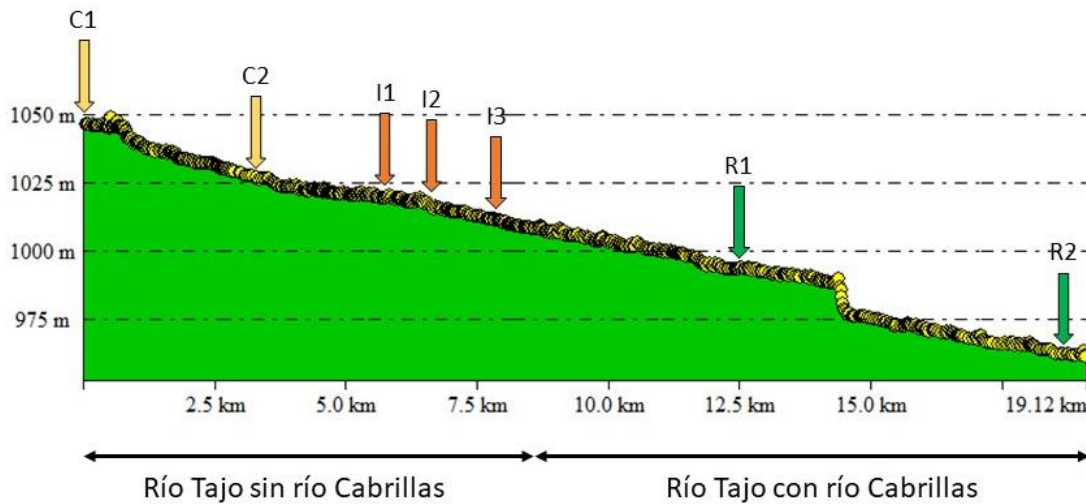
$Q_p$  es el caudal diario del río Tajo en la estación foronómica 3001 en  $m^3/s$ .

$Q_c$  es el caudal diario del río Tajo en la estación foronómica 3268 en  $m^3/s$ .



**Figura 8** Detalle de las cuencas de los ríos Tajo y Cabrillas en la zona de estudio. Para la caracterización del río Tajo en la zona de estudio, la primera sección considera el caudal del Tajo en Peralejos de las Truchas más el caudal potencial que genera la cuenca desde la localización de la estación foronómica 3001 hasta la confluencia con el río Cabrillas (sección de la cuenca del río Tajo que queda al sur de la línea morada). La segunda sección considera la suma del caudal del río Tajo en Peralejos de las Truchas y el caudal del río Cabrillas en Taravilla.

La Figura 9 muestra las secciones río Tajo sin río Cabrillas y río Tajo con río Cabrillas en el perfil longitudinal de la zona de estudio.



**Figura 9** Perfil longitudinal de la zona de estudio. Se indican las secciones río Tajo sin río Cabrillas y río Tajo con río Cabrillas y se han localizado las estaciones de muestreo.

Para recopilar los datos geomorfológicos (dimensiones del cauce del río y su valle, perfiles longitudinales y transversales, etc.) se utilizó el software Global Mapper v20 de Blue Marble Geographics y los siguientes materiales disponibles para descarga en la web del Instituto Geográfico Nacional (IGN) [www.ign.es](http://www.ign.es): Modelo Digital del Terreno con paso de malla de 5 metros (MDT05) y ortofotos del Plan Nacional de Ortofotografía Aérea 2016 (PNOA 2016) correspondientes a las hojas 514 y 539 del Mapa Topográfico Nacional 1:50.000 (MTN50).

Con el fin de conocer el comportamiento del río tanto en condiciones ordinarias como extraordinarias, para las dos series de datos se calculó la tensión de arrastre ( $\tau$ ) con la expresión de Du Boys (1879):

$$\tau = \rho g D S$$

Donde:

- $\tau$  es la tensión de arrastre en  $\text{kg/m}^2$ .
- $\rho$  es la densidad del agua en  $\text{kg/m}^3=1.000$ .
- $g$  es la aceleración de la gravedad= $9,8 \text{ m/s}^2$ .
- $D$  es la profundidad en m.
- $S$  es la pendiente longitudinal.

para los valores medios de los caudales medianos anuales ( $\bar{Q}_{50}$ ), de crecida extraordinaria (percentil 90  $-\bar{Q}_{90}$ ) y máximos ( $\bar{Q}_{\text{max}}$ ). La profundidad para cada uno de estos caudales se calculó con un modelo de simulación hidráulica en entorno Excel 2016 basado en la ecuación de Manning (Hardy et al. 2005):

$$Q = A \frac{1}{\eta} D^{2/3} S^{1/2}$$

Donde:

Q es el caudal en m<sup>3</sup>/s.

A es la sección del cauce en m<sup>2</sup>.

η es el coeficiente de Manning que define la rugosidad del cauce=0,033

D es la profundidad en m.

S es la pendiente longitudinal

Para dimensionar la capacidad del río de movilizar sedimentos se consideraron las tensiones críticas de arrastre ( $\tau^*$ ) para los sustratos de las estaciones de muestreo según Church (1978), Andrews (1983) y Carson y Griffiths (1987). Conociendo  $\tau$  y  $\tau^*$ , el diámetro medio de las partículas que moviliza  $\tau$  ( $D_{50}$ ) para  $\bar{Q}_{max}$ ,  $\bar{Q}_{90}$  y  $\bar{Q}_{50}$  se obtuvo despejándolo de la expresión del parámetro de Shields:

$$\tau^* = \frac{\tau}{(\rho_s - \rho)gD_{50}}$$

Donde:

$\tau^*$  es la tensión crítica.

$\tau$  es la tensión de arrastre en kg/m<sup>2</sup>.

$\rho_s$  es la densidad del sustrato en kg/m<sup>3</sup>.

$\rho$  es la densidad del agua en kg/m<sup>3</sup>=1000.

g es la aceleración de la gravedad en m/s<sup>2</sup>=9,8.

$D_{50}$  es el diámetro medio de las partículas sueltas del sustrato en mm.

Para dimensionar la capacidad del río de realizar trabajo geomorfológico en la zona de estudio se calculó la potencia hidráulica específica con la expresión:

$$P = \frac{\rho g Q_{max} S}{W}$$

Donde:

P es la potencia hidráulica específica en W/m<sup>2</sup>.

$\rho$  es la densidad del agua en kg/m<sup>3</sup>=1000.

g es la aceleración de la gravedad en m/s<sup>2</sup>=9,8.

$Q_{max}$  es el caudal máximo en m<sup>3</sup>/s.

S es la pendiente longitudinal.

W es la anchura del cauce en m.

Por último, los caudales máximos ( $Q_{max}$ ) de cada serie se ordenaron de mayor a menor y se calcularon sus periodos de retorno mediante la fórmula:

$$\text{Periodo de retorno para año } n = \frac{N^{\circ} \text{ registros } Q_{max} + 1}{Q_{max} \text{ para año } n}$$

Representando la evolución temporal del periodo de retorno de los  $Q_{max}$  se obtuvieron las curvas del periodo de retorno de  $Q_{max}$  para las dos series.



Todos estos cálculos y las gráficas asociadas se realizaron con el software Excel 2016 de Microsoft.

Para analizar los posibles efectos de la acumulación de sedimentos sobre el desarrollo de la vegetación de ribera en la zona de la confluencia del arroyo Merdero con el río Tajo se analizó la evolución del tamaño del cono aluvial en un periodo de 9 años (1997-2006). Para ello se compararon las ortofotos de 1997 y 2006 con el Comparador de ortofotos PNOA disponible en la web del Instituto Geográfico Nacional (Instituto Geográfico Nacional 2018).

#### **4.4 MACROINVERTEBRADOS**

Los puntos de muestreo de cada estación se seleccionaron al azar, teniendo en cuenta que fueran representativos de los hábitats más frecuentes de cada estación de muestreo (pozas, rápidos, etc.). No obstante, el grado de cementación del sustrato limitaba la capacidad de muestrear en algunos puntos.

Se utilizó el método kick-net descrito en Barbour et al. (1999), removiendo el sustrato seis veces en cada punto de muestreo y recogiendo los organismos con un muestreador tipo surber de 500  $\mu$ m de luz de malla y 0,20 m de base (Figura 10A). Las muestras de cada estación de muestreo se almacenaron en un único bote estanco de boca ancha de 0,5 l y se fijaron in situ con etanol al 90%. En el laboratorio, las muestras se volcaron en bandejas de PVC de 0,3 x 0,2 m y se separaron los organismos de los residuos (restos de sustrato, restos vegetales, etc.) con pinzas entomológicas. Los individuos se iban colocando en placas Petri para observarlos con ayuda de un binocular MEIJI equipado con lentes de 10 aumentos e identificarlos hasta el nivel de familia, género o especie con ayuda de las guías de reconocimiento de Tachet et al. (2000), así como las referencias e imágenes de Vieira Lanero (2000), Herranz Sanz (1983) y Amores et al. (1983). Una vez identificados, los macroinvertebrados fueron almacenados en viales de plástico etiquetados y se conservaron con etanol al 90% (Figura 10B).



Figura 10 A) Muestreador surber. B) De izquierda a derecha: botes estancos, viales de plástico, binocular MEIJI y placa Petri, pinzas entomológicas, solución de etanol al 90%, bandejas de PVC de 0,3 x 0,2 m.

Una vez identificados todos los organismos y registradas sus abundancias (recuento del nº de individuos de cada taxón), se calculó la abundancia por m<sup>2</sup> extrapolando a partir de la abundancia observada en la superficie muestreada (0,3 m<sup>2</sup>).

Para cada estación de muestreo se calcularon los indicadores de riqueza, abundancia, dominancia, diversidad, semejanza intercomunitaria, sensibilidad a la alteración del hábitat y sensibilidad a sedimentos finos descritos en la Tabla 4.

Tabla 4 Indicadores de riqueza, abundancia, dominancia, diversidad, semejanza intercomunitaria, sensibilidad a la alteración del hábitat y sensibilidad a sedimentos finos de las comunidades de macroinvertebrados.

Tipo de indicador	Indicador	Descripción	Expresión	Observaciones
Riqueza	Nº de taxones	Recuento del número de taxones identificados.	$S = \sum n^{\circ} \text{taxones identificados}$	
Abundancia	Nº total de individuos	Recuento del número de individuos identificados	$S = \sum n^{\circ} \text{individuos identificados}$	
Dominancia	Dominancia	Dominancia de cada taxón en la comunidad en función de su abundancia relativa	$p_i = \frac{n_i}{N}$ Donde $p_i$ es la abundancia relativa de cada taxón, $n_i$ es el nº de individuos por taxón y $N$ es el nº de individuos totales.	No se tuvieron en cuenta los taxones exclusivos de cada estación de muestreo ni los que tenían una abundancia relativa menor que 0,01. Taxones dominantes ( $p_i \geq 0,1$ ). Taxones comunes ( $0,021 < p_i < 0,099$ ). Taxones raros ( $p_i < 0,02$ ).

Tipo de indicador	Indicador	Descripción	Expresión	Observaciones
Diversidad	Índice de Shannon-Wiener (Barnes et al. 1998)	Mide la diversidad de una comunidad.	$H' = \sum_{i=1}^N p_i \ln(p_i)$ <p>Donde <math>p_i</math> es la abundancia relativa de cada taxón.</p>	Valor=0 indica uniformidad. A medida que aumenta el valor, aumenta la diversidad de la comunidad. Los valores habituales se sitúan entre 1,5 y 3,5 y raramente superan 4.
Semejanza intercomunitaria	Coefficiente Sørensen (Sørensen 1948)	Mide el grado de semejanza específica entre dos comunidades.	$CC = \frac{2C}{S_1 + S_2}$ <p>Donde C es el número de taxones que las dos comunidades tienen en común, <math>S_1</math> es el número de taxones de la comunidad 1 y <math>S_2</math> es el número de taxones de la comunidad 2.</p>	Valor=0 indica semejanza mínima y valor=1 indica semejanza máxima.
Sensibilidad a la alteración del hábitat	IBMWP	Iberian Biomonitoring Working Party. Se basa en el grado de tolerancia que presenta la comunidad de macroinvertebrados a las alteraciones del hábitat (especialmente a la contaminación de origen orgánico). Estas tolerancias se presentan en una escala de puntuación de las familias identificadas de 1-10 (MITECO 2013)	$IBMWP = \sum_{i=1}^N V_i$ <p>Donde <math>V_i</math> es el valor asignado a cada familia en la escala 1-10 de MITECO (2013)</p>	El valor de referencia de IBMWP es 150 en ríos de montaña mediterránea calcárea.
Sensibilidad a sedimentos finos	Índice de afinidad por sedimentos finos	Mide la afinidad de la comunidad a los sedimentos finos teniendo en cuenta la afinidad de cada especie y su abundancia relativa. Es una combinación del índice FSBI $_{p_i}$ descrito por Relyea et al. (2012) y el índice de afinidad a los sedimentos finos de Tachet et al. (2000).	$ASF = \sum_{i=1}^N T_i p_i$ <p>Donde <math>T_i</math> es el valor de la escala 0-4 de Tachet et al. (2000) y <math>p_i</math> es la abundancia relativa de cada taxón. ASF<math>_{af}</math> es el valor de ASF calculado para los taxones con afinidad máxima por los sedimentos finos. ASF<math>_{in}</math> es el valor de ASF calculado para los taxones con intolerancia máxima a los sedimentos finos</p>	ASF $_{af}$ : Valor=0 indica afinidad mínima por los sedimentos finos. A medida que aumenta el valor, aumenta la afinidad de la comunidad por los sedimentos finos. ASF $_{in}$ : Valor=0 indica intolerancia mínima por los sedimentos finos. A medida que aumenta el valor, aumenta la intolerancia de la comunidad a los sedimentos finos.

Se compararon los resultados de los indicadores de la Tabla 4 con los valores de Bravo et al. (2004) y Herranz Sanz (1983) para analizar la evolución de las comunidades de macroinvertebrados de la zona de estudio a lo largo de cuatro décadas. En el caso de Herranz Sanz (1983) se consideraron sólo

los datos de 1981 porque los datos de 1979 y 1980 son demasiado escasos para permitir comparaciones.

Singh et al. (2010) observaron que la estructura de las comunidades de invertebrados bentónicos varía según la estación del año debido a los cambios en el sustrato que ocasionan las variaciones de caudal. Müller (1965) observó que la deriva de macroinvertebrados aguas abajo está favorecida por el incremento de la temperatura, siendo máximo en los meses de verano. Por otra parte, (Suren y Jowett 2001) observaron que la acumulación de sedimentos finos desencadena la deriva de los macroinvertebrados bentónicos. Con esto en cuenta, y dado que la llegada de sedimentos al cauce del río Tajo depende de los episodios de precipitaciones y, por tanto, es estacional, sólo se han tenido en cuenta los datos de los muestreos de Herranz Sanz (1983) realizados entre el 15 de mayo y el 30 de septiembre para que la estructura de las comunidades sea comparable a la del momento en que se realizaron los muestreos para este TFM (ver apartado 4.2).

#### 4.5 PECES

La ictiofauna del PNAT está compuesta por salmónidos que ocupan la práctica totalidad de la red fluvial y suelen ser el único grupo presente en las cabeceras, ciprínidos y cobítidos. La Tabla 5 recoge las especies de ictiofauna de interés comunitario y regional identificadas en el Plan de Gestión Alto Tajo (Consejería de Agricultura, Medio Ambiente y Desarrollo Rural 2017).

**Tabla 5 Peces de interés comunitario y regional del PNAT identificadas en el El Plan de Gestión Alto Tajo (Consejería de Agricultura, Medio Ambiente y Desarrollo Rural 2017)**

Nombre común	Nombre científico	D.H. <sup>(1)</sup>			Listas rojas <sup>(2)</sup>		CEEAs <sup>(3)</sup>	CREA <sup>(4)</sup>
		A.II	A.IV	A.V	IUCN	Nacional		
Barbo comizo	<i>Luciobarbus comizo</i>	X		X	LC	NT	NC	NC
Barbo común	<i>Luciobarbus bocagei</i>			X	LC	NT	NC	NC
Boga de río	<i>Pseudochondrostoma polylepis</i>	X			LC	NT	NC	NC
Cacho	<i>Squalius pyrenaicus</i>				NE	VU	NC	NC
Calandino	<i>Squalius alburnoides</i>	X			VU	VU	NC	NC
Bermejuela	<i>Achondrostoma arcasii</i>	X			VU	VU	LESPE	LESPE
Madrilla	<i>Parachondrostoma miegii</i>	X			NA	NA	NC	NC
Trucha común	<i>Salmo trutta</i>				VU	VU	NC	NC

(1) Directiva Hábitats 92/43/CEE: A.II = Anejo II, A.IV = Anexo IV, A.V = Anexo V | (2) Categorías de la UICN. Versión 3.1. (2001): EX=Extinto, EW=Extinto en estado silvestre, CR=En peligro crítico, VU=Vulnerable, NT=Casi amenazado, LC=Preocupación menor, DD=Datos insuficientes, NE=No evaluado | (3) Catálogo Español de Especies Amenazadas y Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (Real Decreto 139/2011): PE=peligro de extinción, VU=vulnerable, LESPE = Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, NC=No catalogada | (4) Catálogo Regional de Especies Amenazadas (Decretos 33/1998 y 200/2001): PE=peligro de extinción, VU=vulnerable, IE=de Interés Especial, HEDR=Su presencia define Hábitat de Especie de Distribución Restringida recogidos en el Anejo 1 de la Ley 9/1999 | Taxonomía según Doadrio et al. 2011

El muestreo consistió en la identificación de taxones y sus abundancias correspondientes (recuento del nº de individuos de cada especie) mediante observación visual según el método de buceo con tubo (snorkelling) de Thurow et al (2012) modificado. Este método consiste en utilizar dos buzos

(uno a cada lado del eje longitudinal del cauce) para recorrer cada estación de muestreo desde el límite inferior hasta el límite superior, es decir, en contra de la corriente, de modo que se evita la huida de los peces aguas abajo al sentir el chapoteo de los buzos (Figura 11). Los buzos portan un brazalete de PVC y un lápiz para anotar sus observaciones a medida que avanzan por el río. Un equipo de apoyo técnico de superficie formado por dos personas comprueba la seguridad de la operación.



**Figura 11 Muestreo de peces con buzos por el método de Thurow et al. (2012) modificado.**

Los ejemplares de *salmo trutta* se clasificaron según su talla en las categorías 0+ (alevines), 1+ (añales), 2+ (ejemplares de 2+ años), 3+ (ejemplares de 3+ años) y 4+ (ejemplares de 4+ años). Para el resto de especies no se hizo distinción por talla.

Para obtener las abundancias por ha de las especies identificadas se extrapolaron los datos de abundancia observada para la superficie muestreada en cada estación de muestreo (ver superficies muestreadas en la Tabla 12 del Anexo II).

Para analizar la riqueza de especies se utilizó la expresión:

$$S = \sum n^{\circ} \text{ especies identificadas}$$

Para analizar la abundancia se utilizó el nº de individuos identificados y para la diversidad de las comunidades el índice de Shannon-Wiener (ver Tabla 4). Finalmente, la semejanza intercomunitaria se calculó con el coeficiente de Sørensen (ver Tabla 4).

Estos datos se compararon con los de las estaciones de muestreo correspondientes de EFI+ (ver Tabla 2) para evaluar la evolución temporal a lo largo de 3 décadas.

## 5 RESULTADOS

### 5.1 CARACTERIZACIÓN DEL RÍO

Los datos de conductividad y temperatura de todas las estaciones de muestreo están disponibles en el Anexo II (ver Tabla 11).

La Tabla 6 recoge los valores medios de  $\bar{Q}_{\max}$ ,  $\bar{Q}_{90}$ ,  $\bar{Q}_{50}$  y potencia hidráulica específica del río Tajo en las dos secciones en que se ha dividido la zona de estudio para la caracterización.

Tabla 6 Principales características hidrológicas del río Tajo en la zona de estudio.

Sección	$\bar{Q}_{\max}$ (m <sup>3</sup> /s)	$\bar{Q}_{90}$ (m <sup>3</sup> /s)	$\bar{Q}_{50}$ (m <sup>3</sup> /s)	Potencia hidráulica específica (W/m <sup>2</sup> )
Río Tajo sin río Cabrillas	51,5	9,4	3,0	270,29
Río Tajo con Río Cabrillas	56,7	11,0	3,7	348,70

Brooks (1992) clasifica los ríos en ríos de gran potencia y ríos de escasa potencia según su potencia se encuentre por encima o por debajo de un umbral de 35 W/m<sup>2</sup>. Los valores de potencia de la Tabla 6 indican que el río Tajo entra en la primera categoría en las dos secciones de la zona de estudio.

La Figura 12 muestra las curvas del periodo de retorno de  $Q_{\max}$  en las secciones río Tajo sin río Cabrillas y río Tajo con río Cabrillas. En ella se observa que, en ambas secciones, los periodos de retorno de  $\bar{Q}_{\max}$ , y  $\bar{Q}_{90}$  están en torno a 3 años y 2 años respectivamente.

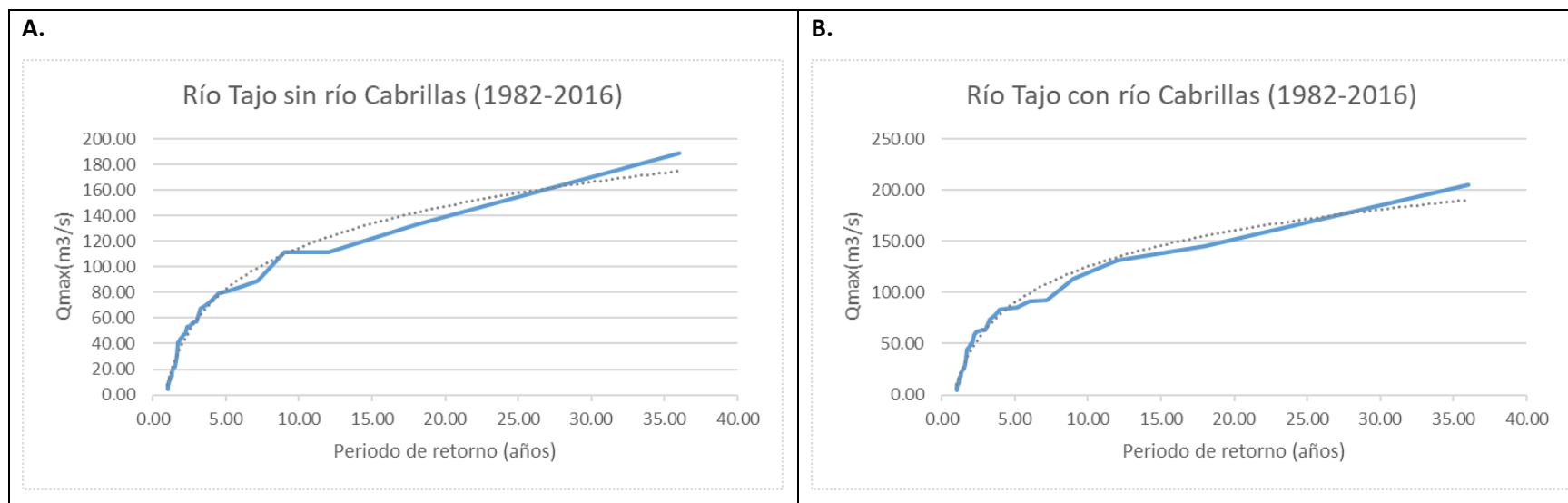


Figura 12 A.) Curva del periodo de retorno de  $Q_{max}$  de la serie Río Tajo sin río Cabrillas. B.) Curva del periodo de retorno de  $Q_{max}$  de la serie Río Tajo con río Cabrillas

La Tabla 7 recoge las principales características geomorfológicas del río en cada una de las estaciones de muestreo. y los valores de  $\tau$  para  $\bar{Q}_{max}$ ,  $\bar{Q}_{90}$  y  $\bar{Q}_{50}$  en todas las estaciones de muestreo.

Tabla 7 Principales características geomorfológicas del río Tajo en las estaciones de muestreo.

Estación de muestreo	Anchura del valle (m)	Pendiente longitudinal	Carácter según el índice de sinuosidad	Anchura de la vegetación de ribera (m)	Discontinuidades longitudinales de la vegetación de ribera ( $n^{\circ}/km$ )	Anchura de la lámina de agua (m)			$\tau$ ( $kg/m^2$ )		
						$\bar{Q}_{max}$	$\bar{Q}_{90}$	$\bar{Q}_{50}$	$\bar{Q}_{max}$	$\bar{Q}_{90}$	$\bar{Q}_{50}$
C1	1531	0,0085	Tortuoso	14.82	0	31.61	26.75	19.96	66.64	26.66	15.83
C2	3013	0,0069	Recto	18.89	1	42.61	15.99	13.02	46.66	30.43	16.91
I1	1719	0,0038	Recto	32.8	0	56.5	24.46	11.73	30.16	18.25	14.15
I2	1398	0,0070	Sinuoso	31.1	1	69.76	24.46	11.73	34.99	33.61	26.07
I3	1784	0,0065	Sinuoso	20.31	0	37.08	18.25	14.62	48.41	26.75	15.29
R1	1759	0,0027	Sinuoso	29.34	0	43.38	22.76	20.8	19.58	10.58	5.82
R2	5270	0,0020	Recto	16.87	0	40.63	18.06	13.68	22.15	13.33	8.23

El Anexo II (ver Figura 19) contiene los perfiles longitudinales y transversales del río en cada estación de muestreo que se utilizaron para determinar las dimensiones y características geomorfológicas de la Tabla 7.

La Tabla 8 muestra los valores de  $\tau^*$  definidos por Church (1978), Andrews (1983) y Carson & Griffiths (1987) para los sustratos dominantes de la zona de estudio (pedregoso fuertemente cementado y cantos/gravas) descritos en la Tabla 3.

**Tabla 8 Valores de  $\tau^*$  para los principales sustratos de la zona de estudio según Church (1978), Andrews (1983) y Carson & Griffiths (1987)**

Tipo de sustrato	$\tau^*$
Pedregoso fuertemente cementado	0,15
Cantos/gravas	0,065

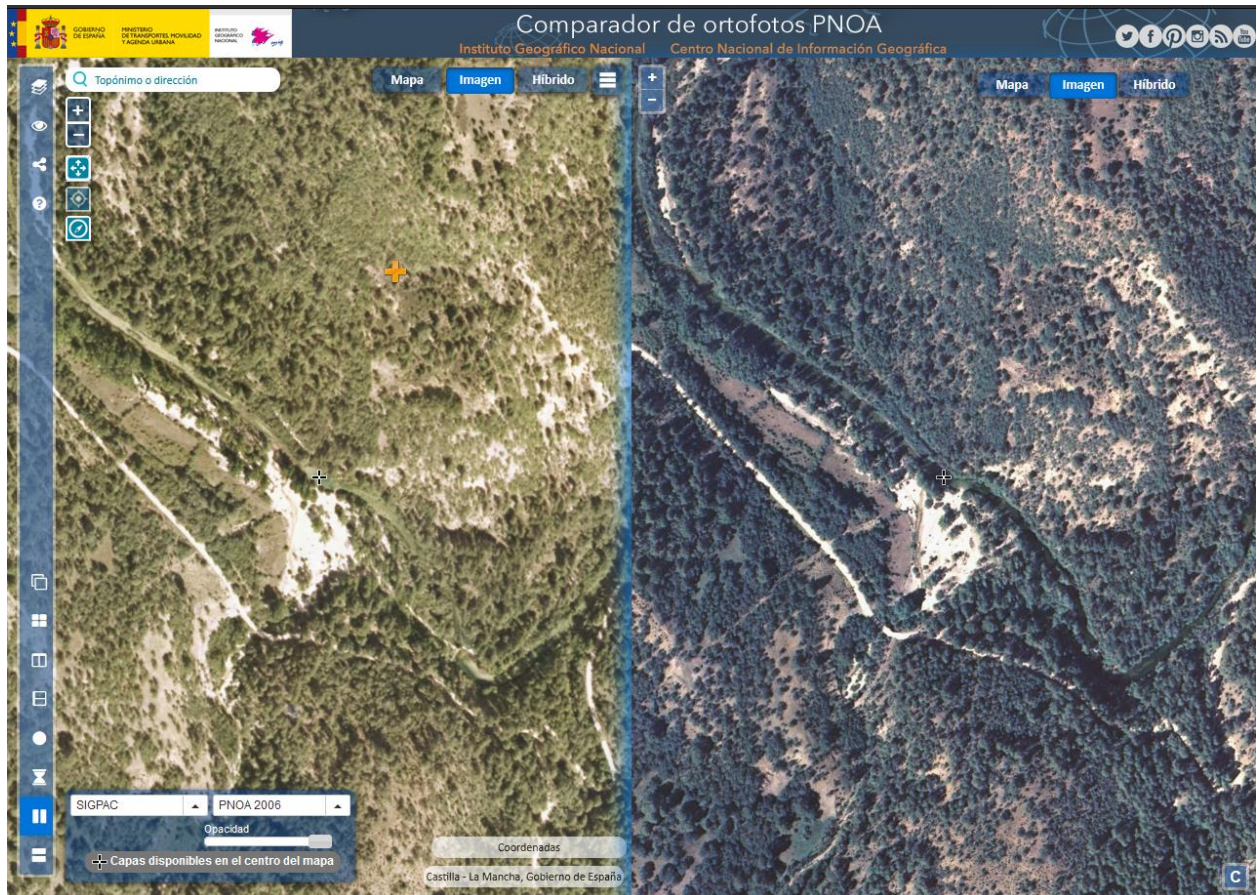
Para calcular los valores de  $D_{50}$  que moviliza el río para para  $\bar{Q}_{max}$ ,  $\bar{Q}_{90}$  y  $\bar{Q}_{50}$  en los dos sustratos dominantes de la Tabla 9 se consideró una densidad de la roca caliza de  $2.550 \text{ kg/m}^3$ .

**Tabla 9  $D_{50}$  de los sustratos dominantes de la zona de estudio para  $\bar{Q}_{max}$ ,  $\bar{Q}_{90}$  y  $\bar{Q}_{50}$**

Estación de muestreo	$D_{50}$ sustrato pedregoso fuertemente cementado (mm)			$D_{50}$ cantos/gravas (mm)		
	$\bar{Q}_{max}$	$\bar{Q}_{90}$	$\bar{Q}_{50}$	$\bar{Q}_{max}$	$\bar{Q}_{90}$	$\bar{Q}_{50}$
<b>C1</b>	29.22	11.69	6.94			
<b>C2</b>	20.46	13.34	7.41			
<b>I1</b>	13.23	8.00	6.20			
<b>I2</b>	15.34	14.74	11.43			
<b>I3</b>	21.23	11.73	6.70			
<b>R1</b>				19.81	10.71	5.89
<b>R2</b>				22.41	13.48	8.33

La Figura 13 muestra una comparación de ortofotos en la que se aprecia que el cono aluvial que forman los sedimentos arrastrados por el arroyo Merdero en su confluencia con el río Tajo no aumentó de tamaño en el periodo 1997-2006.





**Figura 13** Comparación de ortofotos SIGPAC 1997 y PNOA 2006. Se observa que la superficie que ocupa el cono aluvial de la confluencia del arroyo Merdero con el río Tajo no ha variado y el desarrollo de la vegetación es prácticamente idéntico o algo superior en 2006. Fuente: Instituto Geográfico Nacional (2018)

## 5.2 MACROINVERTEBRADOS

El Anexo III (ver Tabla 13 y Tabla 14) recoge los resultados de la identificación de las muestras, abundancias y abundancias por m<sup>2</sup> de los distintos taxones, así como las dominancias de Herranz Sanz (1983). La Tabla 10 muestra las dominancias agrupadas por tramo de muestreo para poder compararlas con las de Herranz Sanz (1983).

Tabla 10 Dominancias por tramo de muestreo.

Tramo de muestreo	Taxones dominantes	Taxones comunes	Taxones raros
<b>Control</b>	<i>Lymnaea sp.</i> , <i>Normandia sp.</i> , <i>Brachycentrus (Oligoplectrum) maculatum</i>	<i>Boyeria irene</i> , <i>Onychogomphus uncatatus</i> , <i>Baetis sp.</i> , <i>Oligoneuriella rhenana</i> , <i>Ephemerella sp.</i> , <i>Leuctra gr. Hippopus</i> , <i>Dinocras sp.</i> , <i>Setodes sp.</i> , Familia Psychodidae	<i>Cordulegaster sp.</i> , <i>Calopteryx virgo</i> , <i>Acentrella sinaica</i> , <i>Caenis sp.</i> , <i>Gerris sp.</i> , <i>Hydropsyche sp.</i> , Familia Simuliidae, Tribu Limoniini
<b>Impacto</b>	<i>Boyeria irene</i> , <i>Normandia sp.</i>	<i>Lymnaea sp.</i> , <i>Onychogomphus uncatatus</i> , <i>Oligoneuriella rhenana</i> , <i>Leuctra gr. Hippopus</i> , <i>Dinocras sp.</i> , <i>Hydropsyche sp.</i> , <i>Setodes sp.</i> , Familia Simuliidae	<i>Acentrella sinaica</i> , <i>Baetis sp.</i> , <i>Caenis sp.</i> , <i>Rhitrogena sp.</i> , <i>Gerris sp.</i> , <i>Elmis sp.</i> , Familia Psychodidae, Familia Tabanidae, <i>Atheryx sp.</i>
<b>Recuperación</b>	<i>Normandia sp.</i>	<i>Lymnaea sp.</i> , <i>Onychogomphus uncatatus</i> , <i>Oligoneuriella rhenana</i> , <i>Leuctra gr. Hippopus</i> , <i>Dinocras sp.</i> , <i>Hydropsyche sp.</i> , <i>Setodes sp.</i> , Familia Simuliidae	<i>Cordulegaster sp.</i> , <i>Calopteryx virgo</i> , <i>Baetis sp.</i> , <i>Ephemerella sp.</i> , <i>Elmis sp.</i> , <i>Hydropsyche sp.</i> , <i>Setodes sp.</i> , Familia Simuliidae, Familia Tabanidae, <i>Atheryx sp.</i>

La comparación de dominancias por tramos con los datos de Herranz Sanz (1983) muestra que, tanto en 1981 como en 2020, los taxones dominantes en los tres tramos (control, impacto y recuperación) son intolerantes a los sedimentos finos, es decir, tienen una puntuación 0 en la escala 0-4 de Tachet et al. (2000). En cambio, en 2020 hay dos taxones con afinidad media y alta por los sedimentos finos (*Lymnaea sp.* y *Leuctra gr. Hippopus*, con puntuaciones 2 y 3 respectivamente) en los tramos de impacto y recuperación frente a uno en 1981 (*Lymnaea sp.* en impacto y *Leuctra gr. Hippopus* en recuperación).

La Figura 14 representa los valores de los indicadores de riqueza, abundancia, diversidad, semejanza intercomunitaria y sensibilidad a la alteración del hábitat y a sedimentos finos de las comunidades de macroinvertebrados de la zona de estudio.

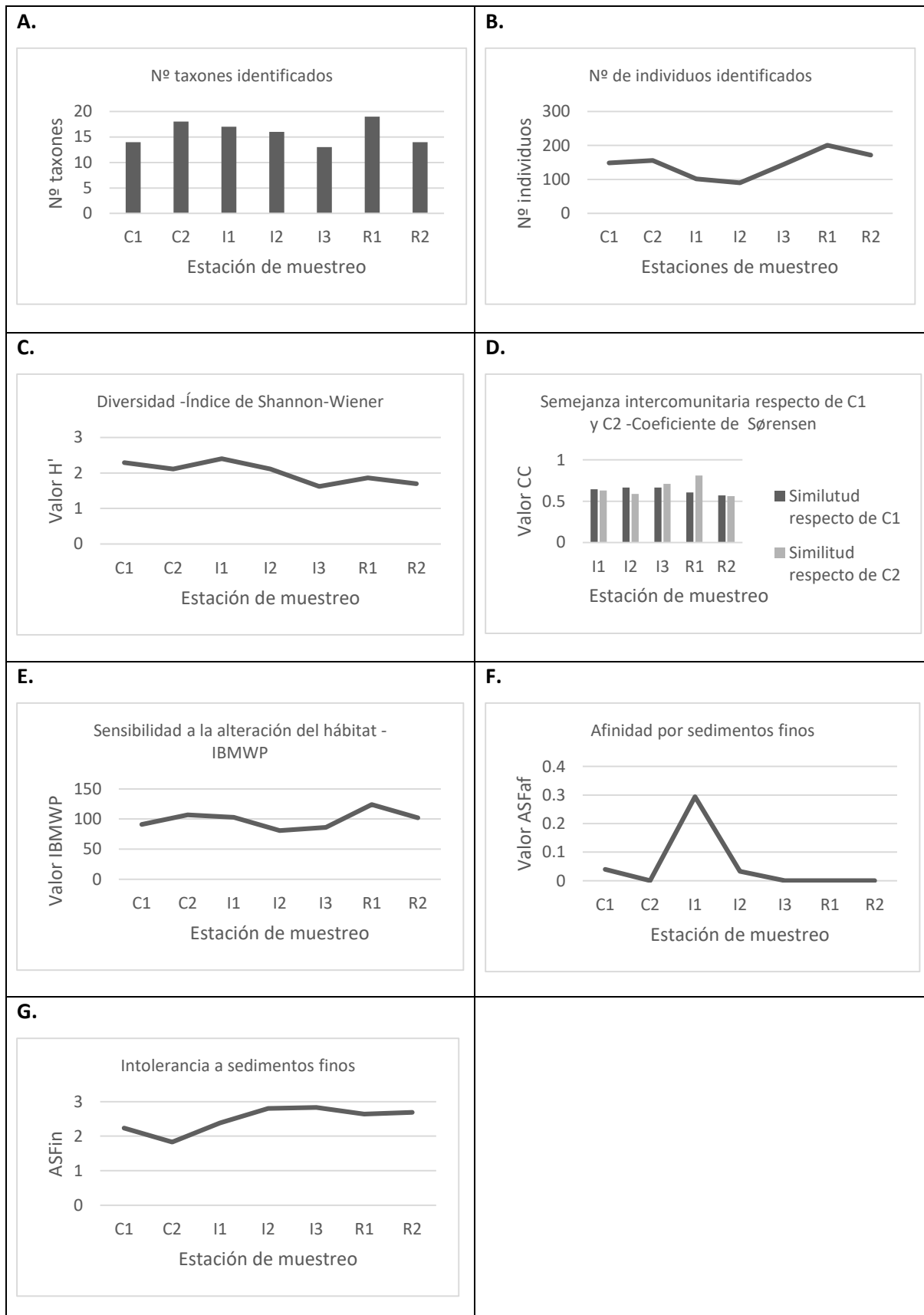


Figura 14 Gráficas de los indicadores de riqueza (A.), abundancia (B.), diversidad (C.), semejanza intercomunitaria (D.), sensibilidad a la alteración del hábitat (E.) y sensibilidad a sedimentos finos (F. y G.) de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos.

Sin que las diferencias sean dramáticas a lo largo de la zona de estudio, el número de taxones identificados presenta valores mínimos en las estaciones de muestreo del tramo de impacto (Figura 14A). Este patrón se repite de forma acusada con el número de individuos identificados (Figura 15B). La diversidad también tiene su valor mínimo en el tramo de impacto, pero dentro de una tendencia descendente a favor de la corriente (Figura 14C). Las comunidades de las estaciones de muestreo de los tramos de impacto y recuperación tienen una semejanza media-alta con respecto a las de los tramos de control (Figura 14D). Si bien IBMWP permanece por debajo del nivel de referencia (150) en todas las estaciones de muestreo, se observa una caída en las estaciones de impacto (Figura 14E). Esto va unido a un aumento importante en la afinidad por sedimentos finos en la estación I1 (en un rango de valores de  $ASF_{af}$  que indica que la comunidad es mayoritariamente intolerante a sedimentos finos) (Figura 14F). La intolerancia a sedimentos finos es más acusada en las estaciones de los tramos de impacto y recuperación que en las de control, aunque no sufre grandes variaciones (Figura 14G).

La Figura 15 compara los datos obtenidos en este TFM con los de Bravo et al. (2004) y Herranz Sanz (1983). Para poder comparar con este último estudio se han agrupado los datos de las estaciones de muestreo en sus tramos correspondientes (control, impacto y recuperación).

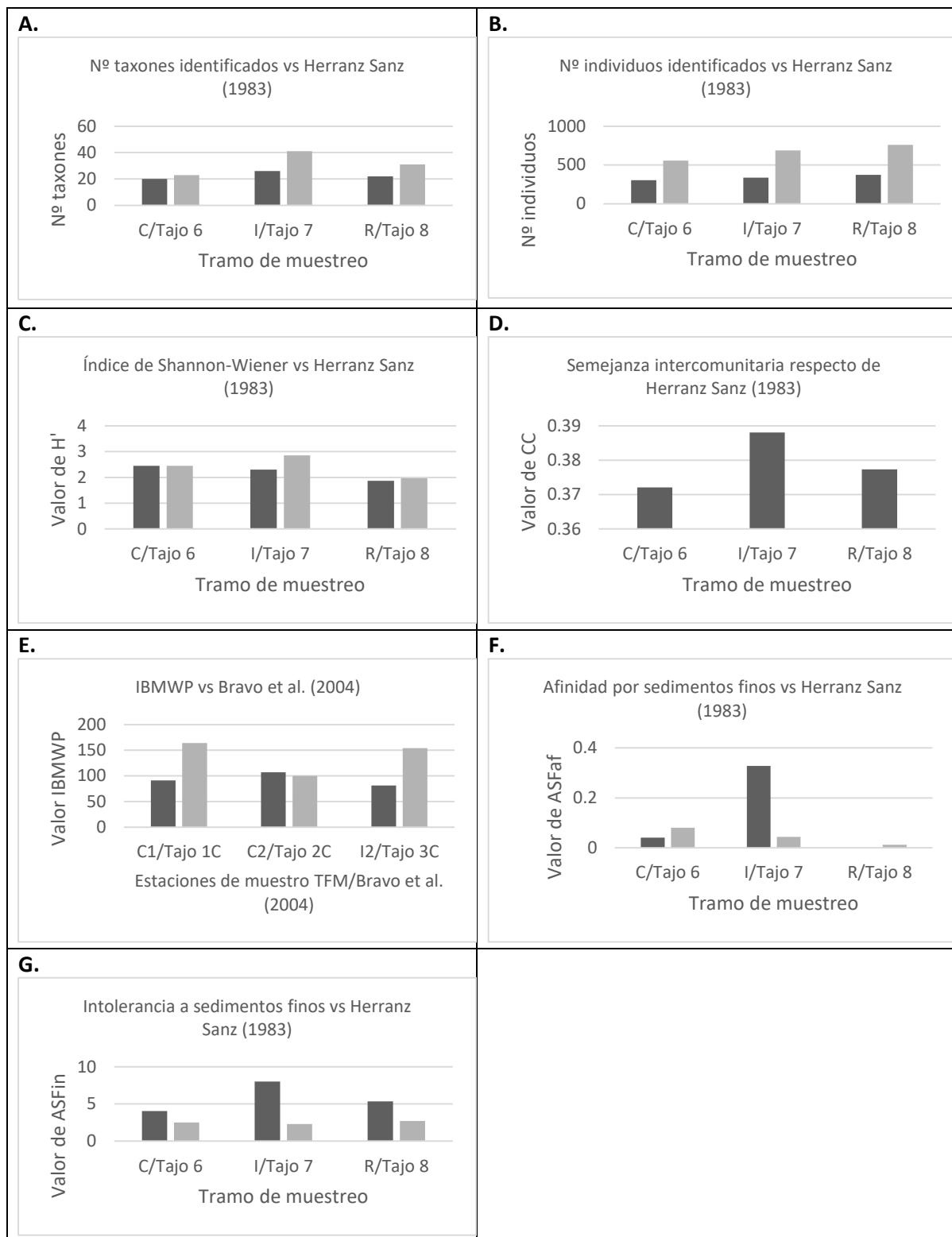


Figura 15 Comparación con los datos de Bravo et al. (2004) por estaciones de muestreo y Herranz Sanz (1983) por tramos (ver correspondencia de tramos y estaciones de muestreo en la Tabla 2). A.) indicador de riqueza, B.) indicador de abundancia, C.) indicador de diversidad, D.) indicador de semejanza intercomunitaria, E.) indicador de sensibilidad a la alteración del hábitat, F.) y G.) indicadores de sensibilidad a sedimentos finos de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Las columnas oscuras representan los datos de los muestreos de este TFM y las claras las de Herranz Sanz (1983).

Se observa que la riqueza era sensiblemente mayor en 1981 en el tramo de recuperación y, especialmente, en el de impacto (Figura 15A). El número de individuos identificados era superior en todos los tramos de muestreo y la diferencia aumenta a favor de la corriente (Figura 15B). La diversidad era ligeramente superior en el tramo de impacto (Figura 15C). La semejanza intercomunitaria actual es media-baja en todos los tramos con respecto a 1981 (Figura 15D), lo cual indica una sustitución de especies. IBMWP registra una reducción considerable con respecto a los valores de Bravo et al. (2004) en C1 e I2 (Figura 15E). La afinidad por sedimentos finos en el tramo de impacto es muy superior en 2020 (Figura 15F), mientras que también lo es la intolerancia a sedimentos finos en impacto y, en menor medida, en recuperación (Figura 15G).

### 5.3 PECES

El Anexo IV (ver Tabla 16 y Tabla 17) recoge los resultados de la identificación de especies, abundancias y abundancias por ha de los distintos taxones.

La Figura 16 representa la riqueza de especies, abundancia, diversidad y semejanza intercomunitaria de las comunidades de peces de la zona de estudio.

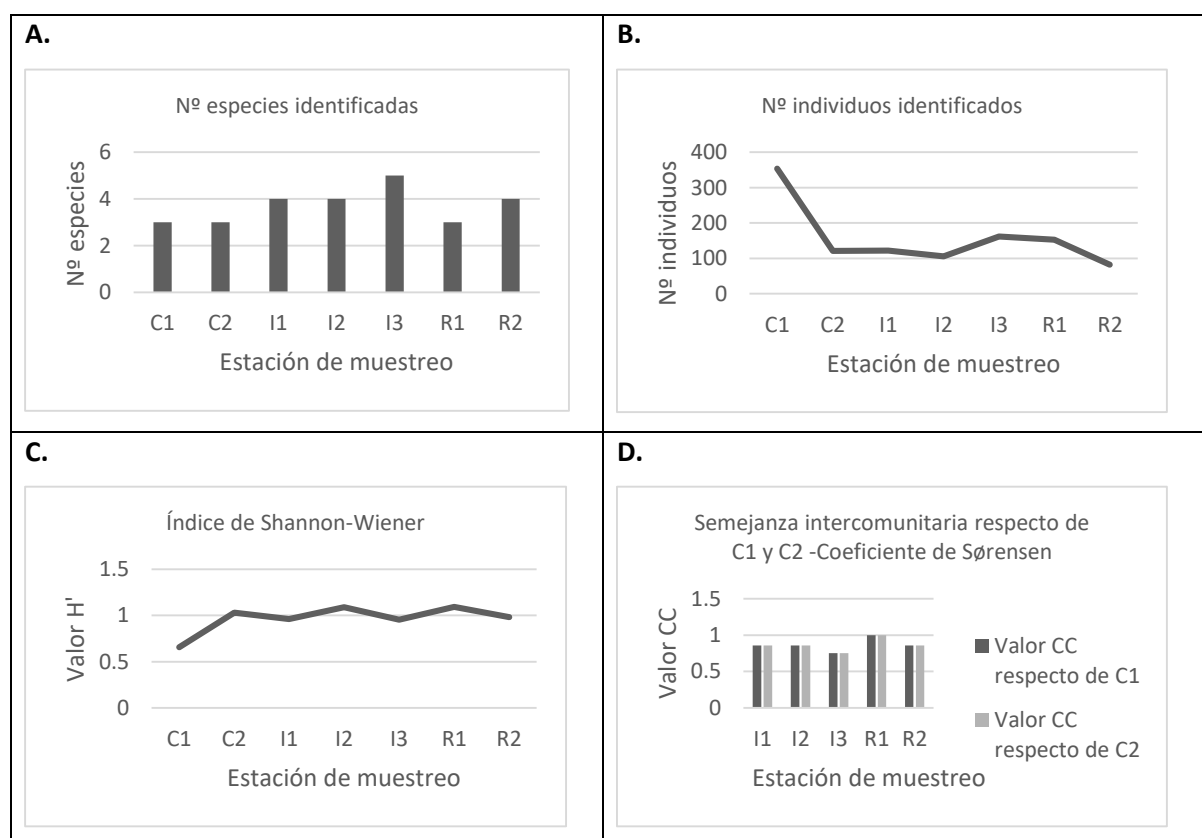


Figura 16 Gráficas de riqueza de especies (A.), diversidad (B.) y semejanza intercomunitaria (C.) de las comunidades de peces

En todas las estaciones de muestreo el número de especies identificadas es menor que lo esperado en la Tabla 5. El ligero aumento en las estaciones de impacto (Figura 16A) se corresponde con la presencia de *Lucibarbus bocagei* y *Gobio lozanoi* (ver Tabla 16 en el Anexo IV). El nº de individuos identificado presenta valores bajos en las estaciones del tramo de impacto y no se recupera aguas abajo, de forma que muestra un gradiente descendente a favor de la corriente (Figura 16B). La diversidad es baja en todas las estaciones de muestreo y apenas varía atendiendo al índice de Shannon-Wiener (Figura 16C). La semejanza intercomunitaria respecto de C1 y C2 es relativamente uniforme a lo largo de toda la zona de estudio (Figura 16D).

La Figura 17 compara los datos obtenidos en este TFM con los de las estaciones de muestreo correspondientes de EFI+ (ver Tabla 2).

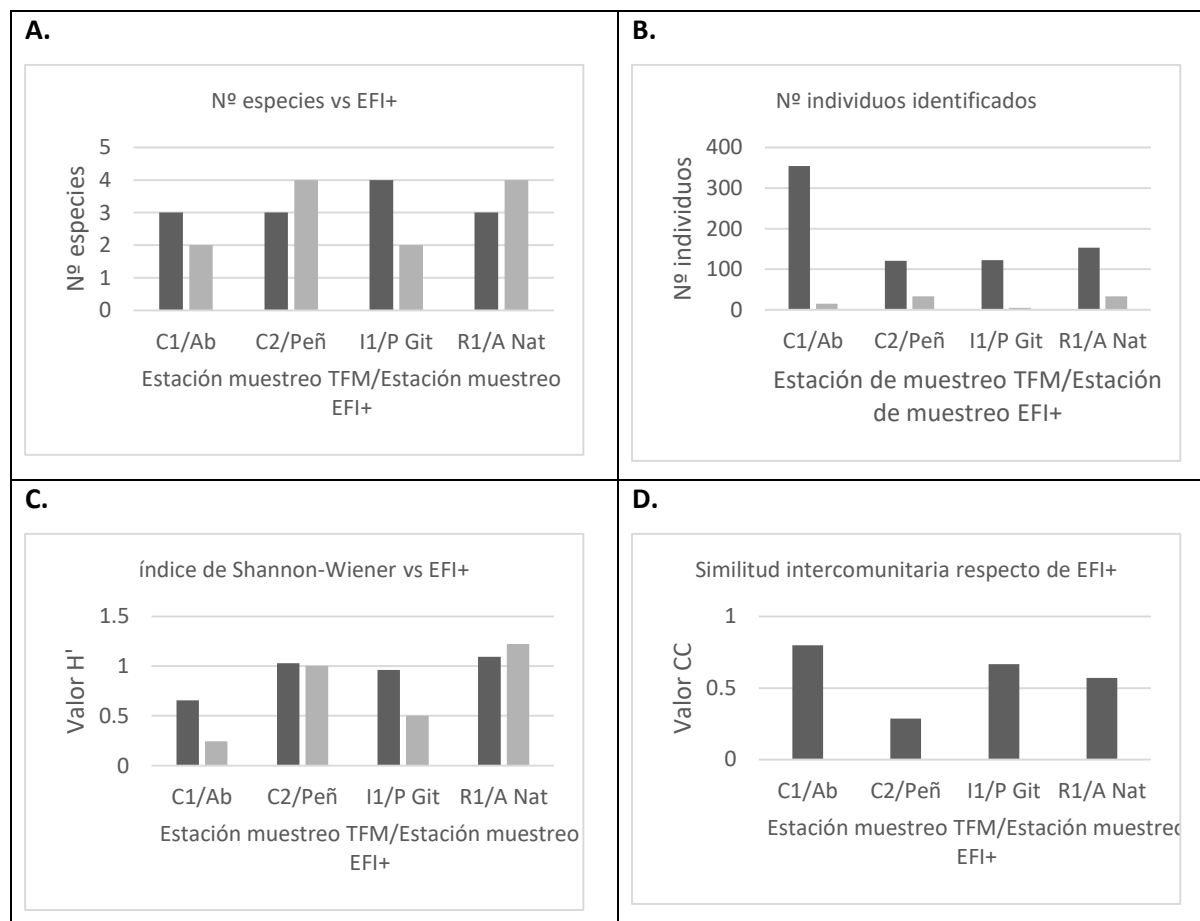


Figura 17 Comparación de los datos con los de las estaciones de muestreo correspondientes de EFI+ (ver Tabla 2). A.) riqueza, B.) abundancia, C.) diversidad, D.) semejanza intercomunitaria de las comunidades de peces. Las columnas oscuras representan los datos de los muestreos de este TFM y las claras las de EFI+. Ab=Coto Los Abedules, Peñ=Peñales-Tajo, P Git=Peña de la Gitana, A Nat=Aula de la naturaleza.

La riqueza de especies es similar en las estaciones de muestreo correspondientes de EFI+ en la sección superior del área de estudio (C1 y C2 vs Coto Los Abedules y Peñales-Tajo), sensiblemente mayor en el tramo de impacto (I1 vs Peña de la Gitana) y similar en el tramo de recuperación (R1 vs

Aula de la naturaleza) (Figura 17A). El nº de individuos identificados supera en un orden de magnitud los datos de EFI+ en todas las estaciones de muestreo (Figura 17B). La diversidad sigue un patrón similar al de la riqueza (Figura 17C), mientras que la semejanza intercomunitaria es bastante dispar entre las estaciones de muestreo, con un valor máximo en la zona más alta de la zona de estudio (C1 vs Coto Los Abedules). Destaca el valor mínimo el valor mínimo en C2 vs Peñales-Tajo, que es la zona de la confluencia del arroyo Tajuelo con el río Tajo (Figura 17D).

## 6 DISCUSIÓN

### 6.1 CARACTERIZACIÓN DEL RÍO

El carácter travertínico del río es marcado en toda la zona de estudio. Se deja sentir siempre en facies lítica y, en facies léntica, es más intenso en los tramos de control e impacto (Tabla 3). Esta característica del río tiene implicaciones muy importantes para la morfología del cauce, pero también para los organismos que dependen de los espacios intersticiales para encontrar refugio, alimentarse y reproducirse (macroinvertebrados bentónicos, peces, etc.) porque ven reducida su disponibilidad de hábitat.

Por otra parte, la intrusión de sedimentos finos procedentes de la mina Santa Engracia puede formar una capa sellante o tapón en el espacio intersticial (Beschta y Jackson 1979) por un proceso en tres fases: i) deposición y taponado de los espacios intersticiales con partículas grandes, ii) acumulación de partículas de tamaño medio en los poros y iii) sellado del intersticio con partículas finas que crean una capa prácticamente impermeable entre la superficie y las capas inferiores del sustrato (Schalchli 1995).

Los datos de la Tabla 9 indican que el río es capaz de movilizar un  $D_{50}$  muy superior al tamaño de grano característico de los sedimentos que llegan desde la mina Santa Engracia (0,002 y 2mm), tanto para caudales habituales ( $\bar{Q}_{50}$ ) como para caudales de crecidas extraordinarias y caudales máximos ( $\bar{Q}_{90}$  y  $\bar{Q}_{max}$ ). Además, la frecuencia media de las crecidas extraordinarias es muy adecuada para ir retirándolos de la zona de la confluencia con el arroyo Merdero de manera eficaz. Este parece ser el motivo de que el tamaño del cono aluvial permaneciera estable entre 1997 y 2006 (Figura 13). No obstante, según las observaciones en el campo, los episodios de aporte masivo de sedimentos característicos de la zona parecen ser capaces de crear zonas de acumulación en el tramo de impacto. Por este motivo, sería interesante conocer el grado de cohesividad de la fracción más fina de estos materiales (arcillas) porque su comportamiento podría ser diferente al de la fracción más gruesa (Harsanto et al. 2011) y no ser movilizado de igual manera.



La caracterización del río parece indicar que no serían necesarias medidas de restauración adicionales a las que ya está implantando el proyecto RIBERMINE porque, una vez desaparezca la perturbación, el río será capaz de retirar las acumulaciones de sedimentos de la mina Santa Engracia, permitiendo el desarrollo natural de su biota.

## 6.2 MACROINVERTEBRADOS

Las comunidades de macroinvertebrados están dominadas por taxones intolerantes a los sedimentos finos (Tabla 10).

En estudios similares, Nuttall (1972) y Nuttall & Bielby (1973) observan un descenso brusco en abundancia y diversidad de macroinvertebrados en la zona de impacto de ríos afectados por vertidos de caolín y una posterior recuperación en una zona de recuperación aguas abajo. Esto responde a la tesis de Macan (1997) de que cuando existe un factor que se aparta del óptimo (el vertido de caolín), se produce un descenso en la riqueza de especies por la desaparición de aquellas para las cuales resulta limitante. Los datos de nº de taxones identificados (Figura 14A), nº de individuos identificados (Figura 14B) e índice de Shannon-Wiener (Figura 14C) parecen apuntar en esa dirección, aunque el patrón no es tan definido. Sin embargo, los valores de IBMWP (Figura 14E) y  $ASF_{af}$  (Figura 14F) reflejan una alteración del hábitat en el tramo de impacto que tiene una respuesta en la estructura de las comunidades de macroinvertebrados. En este sentido,  $ASF_{af}$  presenta un pico pronunciado en I1 (que es la estación que recibe el impacto más inmediato del vertido de sedimentos de la mina Santa Engracia y donde se observaron las mayores acumulaciones de estos materiales).

Los valores elevados de  $ASF_{in}$  en las estaciones de impacto (Figura 14G) responden a que la mayoría de los taxones identificados son intolerantes o tienen poca afinidad por los sedimentos finos. En las zonas de gran acumulación de finos podría estar limitado incluso el desarrollo de taxones con elevada afinidad por ellos (*Caenis sp.*, *Haliphus sp.*, etc.), mientras que las especies intolerantes se desarrollan en condiciones favorables en las zonas libres de sedimento, especialmente en facies lótica.

La comparación de los datos con Herranz Sanz (1983) muestra que se ha producido una sustitución de taxones por otros con mayor afinidad por los sedimentos finos en los tramos de impacto y recuperación. Además, la riqueza, la abundancia y la diversidad de la comunidad de macroinvertebrados del tramo de impacto se han reducido a partir del inicio de la actividad de la mina Santa Engracia (Figura 15A, Figura 15B y Figura 15C). Esto se confirma con el aumento de la

afinidad por los sedimentos finos en el tramo de impacto (Figura 15F), el descenso acusado de la semejanza entre las comunidades de 1981 y 2020 (Figura 15D) y la mayor presencia de taxones con afinidad media y alta por los sedimentos finos en el nivel de dominancia intermedia (taxones comunes) (Tabla 10). El incremento acusado de la intolerancia a sedimentos finos en el tramo de impacto (Figura 15G) parece confirmar estas observaciones.

La comparación con los datos de Bravo et al. (2004) muestra un descenso notable del índice IBMWP en los tramos de control y recuperación desde 2004 (Figura 15E), lo cual indica que su estado ecológico ha empeorado. Esto podría ser debido a contaminación orgánica de origen municipal, agrario, etc. En el tramo de impacto los datos son muy similares, mostrando claramente la perturbación que ocasiona el vertido de sedimentos.

Es importante resaltar que las limitaciones que impone el travertino a la técnica de muestreo empleada podrían haber mermado la capacidad de retratar la estructura de las comunidades de macroinvertebrados.

### 6.3 PECES

La riqueza de especies es máxima en las estaciones de impacto por la presencia de *Luciobarbus bocagei* y *Gobio lozanoi* (Figura 16A). Resulta particularmente interesante la aparición de esta última especie porque en la zona central de la península ibérica es característica de fondos arcillosos (Doadrio y Madeira, 2004). Por lo tanto, su mayor presencia en el tramo de impacto podría estar relacionada con la llegada de sedimentos finos procedentes de la mina Santa Engracia.

El gradiente descendente del nº de individuos identificados (Figura 16B) a favor de la corriente podría indicar que la abundancia es mayor donde no hay posibilidad de recibir el impacto del vertido de sedimentos, es decir, aguas arriba de la confluencia del río Tajo con el arroyo Merdero. Esto explicaría que los valores de abundancia no se recuperen en las estaciones del tramo de recuperación.

Las comunidades de peces de la zona de estudio tienen pocos elementos (especies) y esto dificulta el análisis de interacciones complejas entre ellos. Este podría ser el motivo por el cual el índice de Shannon-Wiener apenas varía a lo largo de la zona de estudio. La semejanza intercomunitaria es elevada en todas las estaciones de muestreo porque, de un total de cinco identificadas, tres se repiten en todas las estaciones de muestreo y sólo dos son las que provocan las diferencias de este indicador (ver Tabla 16 en el Anexo IV).

En la comparación de los datos con los de EFI+ destaca la diferencia en el nº de especies identificadas en I1 en comparación con la estación de la Peña de la Gitana. Para interpretar este dato es importante señalar que el muestreo de la Peña de la Gitana se realizó en el año 1993, es decir, 3 años después del cese de actividad y restauración de la mina Santa Engracia. Cabe pensar que en aquél momento la emisión de sedimentos desde las escombreras fuera más intensa que en la actualidad porque los procesos de erosión aún no habían generado las grandes cárcavas que con el tiempo les fueron añadiendo algo de estabilidad (Figura 3). Si la perturbación era más intensa, es lógico pensar que esto afectase a la presencia de determinadas especies. La diferencia que se observa en las abundancias también parece apuntar en esta dirección. Esto parece confirmarse con la diferencia de los valores del índice de Shannon-Wiener entre I1 y Peña de la Gitana que se observa en la Figura 17C. También resulta interesante la comparación de los valores de riqueza entre C2 y Peñales-Tajo, pero llama la atención especialmente que se registró una importante presencia de *Gobio lozanoi*, que, como ya se ha indicado, es característica de fondos arcillosos. La estación Peñales-Tajo se encuentra en la zona de la confluencia del arroyo Tajuelo con el río Tajo y el muestreo se realizó en 2006, momento anterior a la implantación de medidas de restauración en las minas Nuria y María José para frenar el aporte de sedimentos al arroyo Tajuelo, que en aquél momento presentaba problemas similares a los del arroyo Merdero. Por tanto, el aporte de sedimentos finos procedentes de la minería del caolín podría ser el motivo de la presencia de esta especie. A esto hay que añadir la presencia de *Luciobarbus comizo*, que es una especie asociada a tramos fluviales más bajos (Pires et al., 1999), en los que es más habitual la presencia de sedimentos finos. Esta circunstancia se refleja en el mínimo de semejanza que se observa en la Figura 17D entre las estaciones C2 y Peñales-Tajo.

Llama la atención la gran diferencia entre los individuos identificados en todas las estaciones de muestreo en comparación con EFI+. Esto podría estar relacionado con las diferentes técnicas de muestreo empleadas: EFI+ utilizó la pesca eléctrica y el río tiene multitud de zonas no vadeables, por lo que podrían haber dejado de capturar muchos individuos.

Lestage (1916) observa que los macroinvertebrados bentónicos son una parte importante del alimento de los peces en ríos y arroyos. Por tanto, la escasez de fauna macroinvertebrada bentónica en la zona de estudio que observaron Bravo et al. (2004) y que se refleja en la Figura 14B, parece limitar el desarrollo de poblaciones de peces numerosas en la zona de estudio.

La movilidad de los peces dificulta la interpretación de los datos porque les permite desplazarse de los lugares donde hay perturbaciones puntuales. Por este motivo, aunque son buenos indicadores de

perturbaciones que afectan a sistemas fluviales en su conjunto (regulación de caudales, etc.), no los son tanto como como indicadores de afecciones puntuales.

## 7 CONCLUSIONES

El río Tajo es capaz de movilizar los sedimentos inertes procedentes de la mina Santa Engracia que causan una perturbación en la zona de estudio. Por este motivo, no es necesario proponer medidas de restauración ecológica complementarias a las previstas en el proyecto LIFE RIBERMINE.

El carácter travertínico del río es marcado en toda la zona de estudio y esto tiene implicaciones muy importantes para la disponibilidad de hábitats de macroinvertebrados bentónicos y peces. Este efecto se solapa con el que provoca el vertido de sedimentos inertes desde la mina Santa Engracia, por lo que sería recomendable cuantificar sus impactos individuales para comprender mejor cuáles son sus efectos sobre estos organismos.

El vertido de sedimentos inertes procedentes de la mina Santa Engracia altera la estructura de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos del río Tajo. La comparación de su estado actual con datos de estudios anteriores que se remontan hasta cuatro décadas demuestra que el vertido de sedimentos ha provocado una pérdida de abundancia y diversidad, así como la sustitución de taxones por otros con afinidad por los sedimentos finos desde el inicio de la actividad de la mina en 1980.

La interpretación de los resultados parece indicar que el vertido de sedimentos inertes procedentes de la mina Santa Engracia ha provocado un impacto negativo sobre las comunidades de peces del río Tajo en la zona de estudio. Esto ha derivado en la aparición de especies que no son características del ecosistema acuático local. Además, se observa un efecto cascada en la limitación de la abundancia de peces por la escasa presencia de macroinvertebrados bentónicos.

Este TFM describe la situación de las comunidades de peces y macroinvertebrados de la zona de estudio previa a la implantación de las medidas de restauración de la mina Santa Engracia previstas en el proyecto RIBERMINE. Además, aporta una metodología apropiada para realizar el seguimiento y evaluación de la eficacia de estas medidas en lo que respecta a las comunidades de peces y macroinvertebrados bentónicos del Alto Tajo. No obstante, será necesario adaptar la técnica de muestreo para evitar las limitaciones que impone la cementación del sustrato. Posiblemente esto implique también separar las muestras en facies lótica y léntica para cada estación.

## 8 AGRADECIMIENTOS

Agradezco en primer lugar a mi Director, Diego García de Jalón, y mi Tutor Académico, Carlos Alonso, todo el tiempo que me han dedicado durante la realización de este TFM, el conocimiento que han compartido conmigo y, sobre todo, su capacidad de convertir el trabajo en una experiencia fascinante.

Este trabajo ha sido posible gracias a que la Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Montes, Forestal y del Medio Natural de la Universidad Politécnica de Madrid (ETSI Montes UPM) ha puesto a mi entera disposición el uso de todas las instalaciones y los equipos necesarios. Mi agradecimiento a todo su personal por la amable acogida que me han proporcionado.

Agradezco a la Consejería de Desarrollo Sostenible de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha las facilidades que nos ha dado para la realización del trabajo de campo, especialmente teniendo en cuenta las complicaciones añadidas por la pandemia de COVID-19.

A Fernando Torrent, profesor del Departamento de Ingeniería y Gestión Forestal y Ambiental y Director de la Piscifactoría de la ETSI Montes UPM, le agradezco que me enseñase que los ríos son mucho más que agua y la vida mucho más que ríos, y en lo tocante a este TFM, que me facilitara una copia de Amores et al (1983) porque ha resultado ser una magnífica guía para el tratamiento de los datos.

A José Francisco Martín Duque y Cristina Martín Moreno, profesores del Departamento de Geodinámica, Estratigrafía y Paleontología de la Facultad de Geología de la Universidad Complutense de Madrid, les agradezco sinceramente que me hayan facilitado bibliografía muy interesante y relevante para la realización de este trabajo, pero especialmente que me hayan transmitido su entusiasmo por contribuir a mejorar el estado de conservación del PNAT.

Este TFM no se habría podido materializar sin la inestimable colaboración de Juan Nogales, investigador principal del Grupo de Biotecnología de Sistemas en el Centro Nacional de Biotecnología-CSIC. Gracias a él, he podido adaptar mi horario laboral para realizar el trabajo de campo, procesar las muestras en el laboratorio y pasar largas horas frente a la pantalla del ordenador redactando este documento.

Gracias a los integrantes de Dr. Schwippe, una banda de rock, por las discusiones acerca del diseño experimental y el tratamiento de los datos. Su punto de vista ha sido particularmente útil para llegar a los resultados finales, precisamente por el valor añadido que aporta quien está libre de prejuicios.

Finalizo este apartado expresando mi agradecimiento más profundo a mi familia. El apoyo incondicional de mi esposa, Rocío, es sin duda la piedra angular de este trabajo porque me ha permitido invertir en él todo el tiempo que no he dedicado a muchas otras cosas. A nuestros queridísimos hijos, Miguel y Pedro, les agradezco cada día que hagan que la vida sea mucho más divertida, pero en lo que respecta a este TFM, les agradezco su insaciable curiosidad porque me ha ayudado mucho a simplificar la redacción. Mientras escribo estas líneas, estamos preparando su proyecto de invertebrados para el colegio. Este singular documento incorpora la fotografía de un fósil de ammonite del Alto Tajo que les regaló Pablo, un vecino de Peñalén, cuando fuimos a visitar la mina Santa Engracia en febrero de 2020.

## 9 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acornley, R.M., Sear, D.A. (1999) Sediment transport and siltation of brown trout (*Salmo trutta L.*) spawning gravels in chalk streams. *Hydrological Processes*, 13: 447-458. DOI: 10.1002/(sici)1099-1085(19990228)13:33.Fichier-g
- Andrews, E.D. (1983) Entrainment of gravel from naturally sorted river bed material. *Geological Society of America Bulletin*, 94: 1225-1231. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1983\)94<1225:EOGFNS>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1983)94<1225:EOGFNS>2.0.CO;2)
- Amores, F., Oria, J., Roy, E., Torrent, F. (1983). Estudio Faunístico de la Zona del “Alto Tajo” Comprendida entre el Puente de Valtablado del Río y el Puente de San Pedro. Contribución al Conocimiento de sus Recursos Naturales como Determinantes de su Manejo Integrado (Ed. G. De Viedma). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. ISBN: 84-7479-251-7.
- Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D., Stribling, J.B. (1999). Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- Barnes, B.V., Zak, D.R., Denton, S., Spurr, S. (1998). *Forest Ecology*. John Wiley and Sons, INC. ISBN: 978-0-471-30822-5
- Beschta, R. L., Jackson, W. L. (1979). The intrusion of fine sediment into a stable gravel bed. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 36:204–210. DOI: <https://doi.org/10.1139/f79-030>
- BOE (2008). ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica. Ministerio para la Transición Ecológica.
- Bravo, M.A., Robles, S., Rodríguez, J.M., Miguel, C., Lozano, I. (2004). Estudios y plan de seguimiento limnológico del Parque Natural del Alto Tajo. Informe inédito.
- Bravo Utrera, M.A., TRAGSATEC. (2009). Las minicentrales eléctricas en el Alto Tajo y la problemática ambiental generada. Informe inédito.
- Carcavilla, L., Ruiz, R., Rodríguez, E. (2011). Guía geológica del Parque Natural del Alto Tajo. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid.
- Carson, M.A., Griffiths, G.A. (1987). Bedload transport in gravel channels. *Journal of Hydrology (New Zealand)*, 26: 1-151.
- Chow, V. T. (1959). *Open channel hydraulics*. McGraw-Hill, Singapore. ISBN: 9780070107762

- Church, M. (1978). Palaeohydrological reconstructions from a Holocene valley fill. En: *Fluvial Sedimentology*. Canadian Society of Petroleum Geologists Memorandum, vol. 5:743-772. Ed. Miall, A.D. Canadian Society of Petroleum Geologists. Calgary, Alberta. Canada.
- CicloTraveling, cicloturismo y viajes en bicicleta (2018). El Parque Natural del Alto Tajo en Bicicleta. [www.ciclotraveling.com](http://www.ciclotraveling.com) Consultado el 24/10/2020.
- Confederación Hidrográfica del Tajo (2014). Plan Hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo (2015-2021).
- Consejería de Agricultura, Medio Ambiente y Desarrollo Rural (2017). Plan de Gestión de Alto Tajo, ES4240016/ES0000092 (Guadalajara y Cuenca). Dirección General de Política Forestal y Espacios Naturales. Viceconsejería de Medio Ambiente. Consejería de Agricultura, Medio Ambiente y Desarrollo Rural. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.
- Comisión Europea (2010). EC guidance on undertaking non-energy extractive activities in accordance with Natura 2000 requirements. DOI:10.2779/98870
- Crisp, D.T. (1993). The ability of U.K. salmonid alevins to emerge through a sand layer. *Journal of Fish Biology*, 43:656-658. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1993.tb00451.x>
- Doadrio, I., Madeira, M. J. (2004). A new species of the genus *Gobio* Cuvier, 1816 (Actinopterygii, Cyprinidae) from the Iberian Peninsula and southwestern France. *Graellsia*, 6: 107-116. DOI: 10.3989/graelisia.2004.v60.i1.197
- Doadrio, I., Perea, S., Garzón-Heydt, P., González, J.L. (2011). Ictiofauna continental española. Bases para su Seguimiento. Madrid. DG Medio Natural y Política Forestal, MARM. ISBN: 978-84-491-1158-7.
- DOCM. (1999). Ley 204/1999, de 21 de enero, por la que se aprueba el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Alto Tajo y se inicia el procedimiento de declaración del Parque Natural del Alto Tajo, del Monumento Natural del Nacimiento del Río Cuervo, y de la Microreserva de flora de los Prados Húmedos de Torremocha del Pinar. *Diario Oficial de Castilla-La Mancha*, 61: 6473-6544.
- DOCM. (2020). Ley 1/2000, de 6 de abril, por la que se declara el Parque Natural del Alto Tajo. *Diario Oficial de Castilla-La Mancha*, 43: 4413-4424.
- Du Boys, M.P. (1879). Étude du régime du Rhône et de l'action exercée par es eaux sur un lit à fond de graviers indéfiniment affouillable. *Annales des Ponts et Chaussées*, 18: 141–195.



García de Jalón (2020). Material didáctico de la asignatura del Máster Universitario en Restauración de Ecosistemas “Restauración de Ríos y Riberas”. Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Montes, Forestal y del Medio Natural, Universidad Politécnica de Madrid.

Gomi, T., Kobayashi, S., Negishi, J.N., Imaizumi, F. (2010). Short-term responses of macroinvertebrate drift following experimental sediment flushing in a Japanese headwater channel. *Landscape and Ecological Engineering*, 6 (2): 257-70. DOI: 10.1007/s11355-010-0107-2

González Amuchastegui, M.J. (1993). Geomorfología del Alto Tajo en el sector de Molina de Aragón. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid, Madrid.

Guertault, L. Camenen, B., Paquier, A., Peteuil, C. (2014). 1D modelling of fine sediments dynamics in a dam reservoir during a flushing event. *Actas de la conferencia River Flow 2014*. Lausanne. DOI: 10.1201/b17397-19

Hardy, T., Panja, P., Mathias, D. (2005). WinXSPRO, A channel cross section analyzer, user's manual, version 3.0. 1-100.hardy

Harsanto, P., Manh, N., Toan, M., Takebayashi, H., Fujita, M. (2011). Erosion Characteristics of Cohesive Sediment by Non-Cohesive Sediment. *Annuals of Disaster Prevention. Restoration Institute. Kyoto University*, 54.

Herranz Sanz, J.M. (1983). Estudio de la Fauna Macroinvertebrada de la Cuenca del Alto Tajo. Comparación de Métodos de Muestreo. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes.

ICA S.L., TRAGSATEC. (2010). Resultado del estudio de frezaderos en el Parque Natural del Alto Tajo (Guadalajara) durante el mes de diciembre de 2009. Informe inédito.

Instituto Geográfico Nacional (2018). Comparador de Ortofotos PNOA. [www.ign.es/web/comparador\\_pnoa](http://www.ign.es/web/comparador_pnoa) Consultado el 24/10/2020.

Larsen, S., Ormerod, J. (2010). Low-level effects of inert sediments on temperate stream invertebrates. *Freshwater Biology*, 55: 476–486. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2009.02282.x

Lestage, J.A. (1916). Contribution al'étude des larves des Ephémères paléartiques. *Annuaire de biologie lacustre*, tomo VIII: 213.

Lima, P.A., Angélica, R., Neves, R. (2017). Dissolution kinetics of Amazonian metakaolin in hydrochloric acid. *Clay Minerals*, 52(1), 75–82. DOI: 10.1180/claymin.2017.052.1.05

Macan, T.T. (1977). A Key to the British Fresh and Brackish Water Gastropods. Freshwater Biology Association Scholar Publications, 13. DOI: <https://doi.org/10.1002/iroh.19780630613>

Martín Duque, J.F., Martín Moreno, C., Nicolau, J.M., Sanz, M.A., Lucía, A. (2009). Impacto hidrogeomorfológico de las minas y escombreras de Peñalén (Guadalajara) sobre el Parque Natural del Alto Tajo. Cuaternario y Geomorfología, 23: 11-24.

Martín Duque, J.F., Nicolau, J.F., Martín Moreno, C., Sánchez, L., Ruiz López de la Cova, R., Sanz, M.A., Lucía, A. (2008). Geomorfología y gestión del Parque Natural del Alto Tajo (1). Condicionantes y criterios geomorfológicos para la restauración de minas de caolín. Trabajos de geomorfología en España. X Reunión Nacional de Geomorfología. Cádiz 2008.

Martín Moreno, C. (2013). Cuantificación de la Producción de Sedimentos en la Zona Minera del Parque Natural del Alto Tajo. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Geológicas. Universidad Complutense de Madrid.

Martín-Moreno, C., Martín Duque, J.F., Nicolau Ibarra, J.M., Hernando Rodríguez, N., Sanz Santos, M.A., Sánchez Castillo, L. (2016a). Effects of topography and surface soil cover on erosion for mining reclamation: The experimental spoil heap at El Machorro Mine (Central Spain). Land Degradation & Development 27: 145-159. DOI: 10.1002/ldr.2232

Martín-Moreno, C., Martín Duque, J.F., Nicolau Ibarra, J.M., Muñoz, A., Zapico, I. (2016b). Erosión minera en la cuenca del arroyo Peñalén (Parque Natural del Alto Tajo, Guadalajara). XIV Reunión Nacional de Geomorfología. Málaga, 365-373. ISBN: 978-84-9138-013-9.

Martín-Moreno, C., Martín Duque, J.F., Nicolau Ibarra, J.M., Muñoz-Martín, A., Zapico, I. (2017). Waste dump erosional landform stability – a critical issue for mountain mining. Earth Surface Processes and Landforms, 43: 1431–1450. DOI: 10.1002/esp.4327

Messina AM, Biggs TW. (2016). Contributions of human activities to suspended sediment yield during storm from a small, steep, tropical watershed. Journal of Hydrology 538: 726-742. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2016.03.053

MITECO (2013). Protocolo de Cálculo del Índice IBMWP. Ministerio para la Transición Ecológica. NIPO: 770-11-308-X

Müller, K. (1965). An automatic stream drift sampler. Limnology and Oceanography, 10: 483-485. DOI: <https://doi.org/10.4319/lo.1965.10.3.0483>

- Murray, H.H. (2006). Kaolin Applications. In *Applied Clay Mineralogy Occurrences, Processing and Application of Kaolins, Bentonites, Palygorskite-Sepiolite, and Common Clays* (Ed. Murray, H.H.), 2: 85-109. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1572-4352\(06\)02005-8](https://doi.org/10.1016/S1572-4352(06)02005-8)
- Nuttall, P. M. (1972). The effects of sand deposition upon the macroinvertebrate fauna of the River Camel, Cornwall. *Freshwater Biology*, 2:181–186. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1972.tb00047.x>
- Nuttall, P. M., Bielby, G. H. (1973). The effects of china-clay waste on stream invertebrates. *Environmental Pollution*, 5: 77–86. DOI: [https://doi.org/10.1016/0013-9327\(73\)90013-X](https://doi.org/10.1016/0013-9327(73)90013-X)
- Olsson, T. I., Petersen, B. (1986). Effects of gravel size and peat material on embryo survival and alevin emergence of brown trout, *Salmo trutta L.* *Hydrobiologia* 135:9–14. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00006453>
- Relyea, C.D., Minshall, G.W. & Danehy, R.J. (2012). Development and Validation of an Aquatic Fine Sediment Biotic Index. *Environmental Management*, 49: 242–252. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-011-9784-3>
- Pires, A.M., Cowx, I.G., Coelho, M.M. (1999). Seasonal changes in fish community structure of intermittent streams in the middle reaches of the Guadiana basin, Portugal. *Journal of Fish Biology*, 54: 235-249. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1999.tb00827.x>
- Schalchli, U. (1995). Basic equations for siltation of riverbeds. *Journal of Hydraulic Engineering*, 121:274–287. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1995\)121:3\(274\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1995)121:3(274))
- Simpson, E.H. (1949). Measurement of Diversity. *Nature*, 163: 688. DOI: <https://doi.org/10.1038/163688a0>
- Singh, J., Gusain, O.P., Gusain, M.P. (2010). Benthic insect-substratum relationship along an altitudinal gradient in a Himalayan stream, India. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences*, 36: 215-231.
- Sørensen, T. (1948). A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Kongelige Danske Videnskabernes Selskab*, 5: 1–34.
- Suren, A., Jowett, I. (2001). Effects of deposited sediment on invertebrate drift: An experimental study. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 35. 725-737. DOI: [10.1080/00288330.2001.9517038](https://doi.org/10.1080/00288330.2001.9517038)

- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., Usseglio-Polatera, P. (2000). *Invertébrés d'Eau Douce. Systematique, biologie, Écologie*. CNRS Éditions, París. ISBN: 2-271-05745-0.
- Thurow, R.F., Dolloff, C.A., Marsden, J.E. (2012) Visual observation of fishes and aquatic habitat [Chapter 17]. In: Zale, Alexander V.; Parrish, Donna L.; Sutton, Trent M., eds. *Fisheries Techniques [Third Edition]*. Bethesda, MD: American Fisheries Society: 781-817.
- TRAGSA. (2010). Plan de gestión de la ictiofauna del Parque Natural del Alto Tajo (Guadalajara). Informe inédito.
- Vieira Lanero, R. (2000). *Las Larvas de los Tricópteros de Galicia (Insecta: Trichoptera)*. Tesis Doctoral. Facultad de Biología. Universidad de Santiago de Compostela.
- Wood, P.J, Armitage, P.D. (1997) Biological Effects of Fine Sediment in the Lotic Environment. *Environmental Management* 21, 2: 203–217. DOI: 10.1007/s002679900019
- Waters, T.F. (1995). *Sediment in streams: sources, biological effects and control*. American Fisheries Society Monograph 7. Bethesda, Maryland.
- Zapico, I. (2017). *Transporte de sedimentos y restauración geomorfológica en la zona minera del parque natural del Alto Tajo (Guadalajara, España)*. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Geológicas. Universidad Complutense de Madrid.
- Zapico, I., Laronne, J.B., Martin-Moreno, C., Martin-Duque, J.F., Ortega, A., Sánchez-Castillo, L. (2016) Baseline to Evaluate Off-Site Suspended Sediment-Related Mining Effects in the Alto Tajo Natural Park, Spain. *Land Degradation & Development*, 28: 232-242. DOI: 10.1002/ldr.2605
- Zapico, I., Martín Duque, J. F., Bugosh, N., Laronne, J. B., Ortega, A.I., Molina-Jurado, A., Martín Moreno, C., Nicolau, J. M., Sánchez Castillo, L. (2018). Geomorphic Reclamation for Reestablishment of Landform Stability at a Watershed Scale in Mined Sites: The Alto Tajo Natural Park, Spain. *Ecological Engineering*, 111: 100-116. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.11.011>

## 10 ANEXOS

### 10.1 ANEXO I CATÁLOGO FOTOGRÁFICO

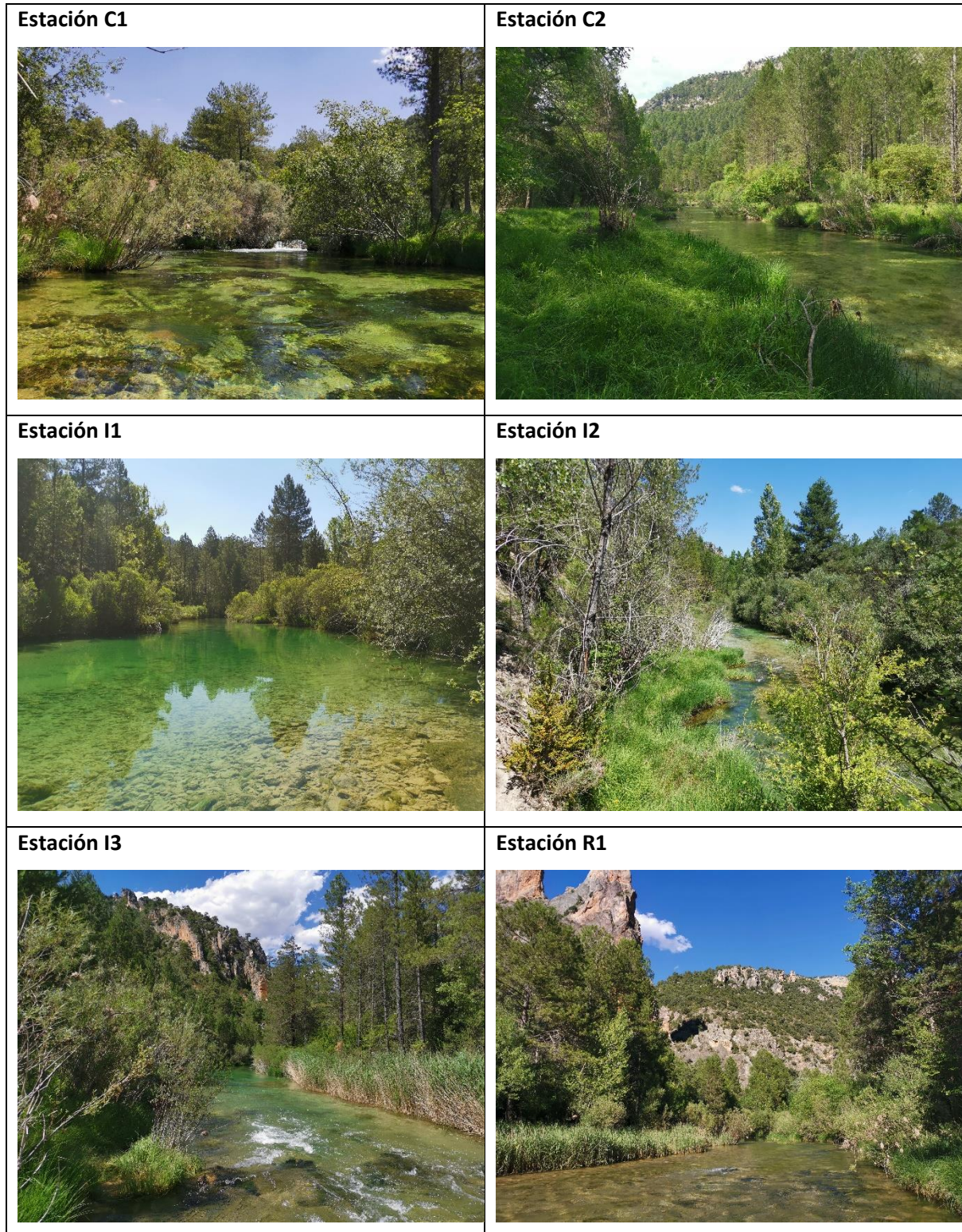


Figura 18. Ver pie de figura en página 54.

**Estación R2**



Figura 18 Catálogo fotográfico del río Tajo en las estaciones de muestreo.

## 10.2 ANEXO II TABLAS Y FIGURAS ADICIONALES DE LA CARACTERIZACIÓN DEL RÍO

Tabla 11 Temperaturas del agua y conductividades.

Sección	Estación de muestreo	Temperatura del agua (°C)	Conductividad (mS/cm)	Conductividad a 25°C (mS/cm)
Río Tajo sin río Cabrillas	C1	18,7	472	540
	C2	18,7	470	538
	I1	17,1	474	563
	I2	18,7	470	538
	I3	20,1	468	519
Río Tajo con río Cabrillas	R1	19,5	509	519
	R2	19,5	506	595

Tabla 12 Superficies muestreadas.

Estación de muestreo	Superficie muestreada (m <sup>2</sup> )
C1	13294,01
C2	5277,18
I1	3459,20
I2	6007,67
I3	3753,60
R1	9651,65
R2	3518,16

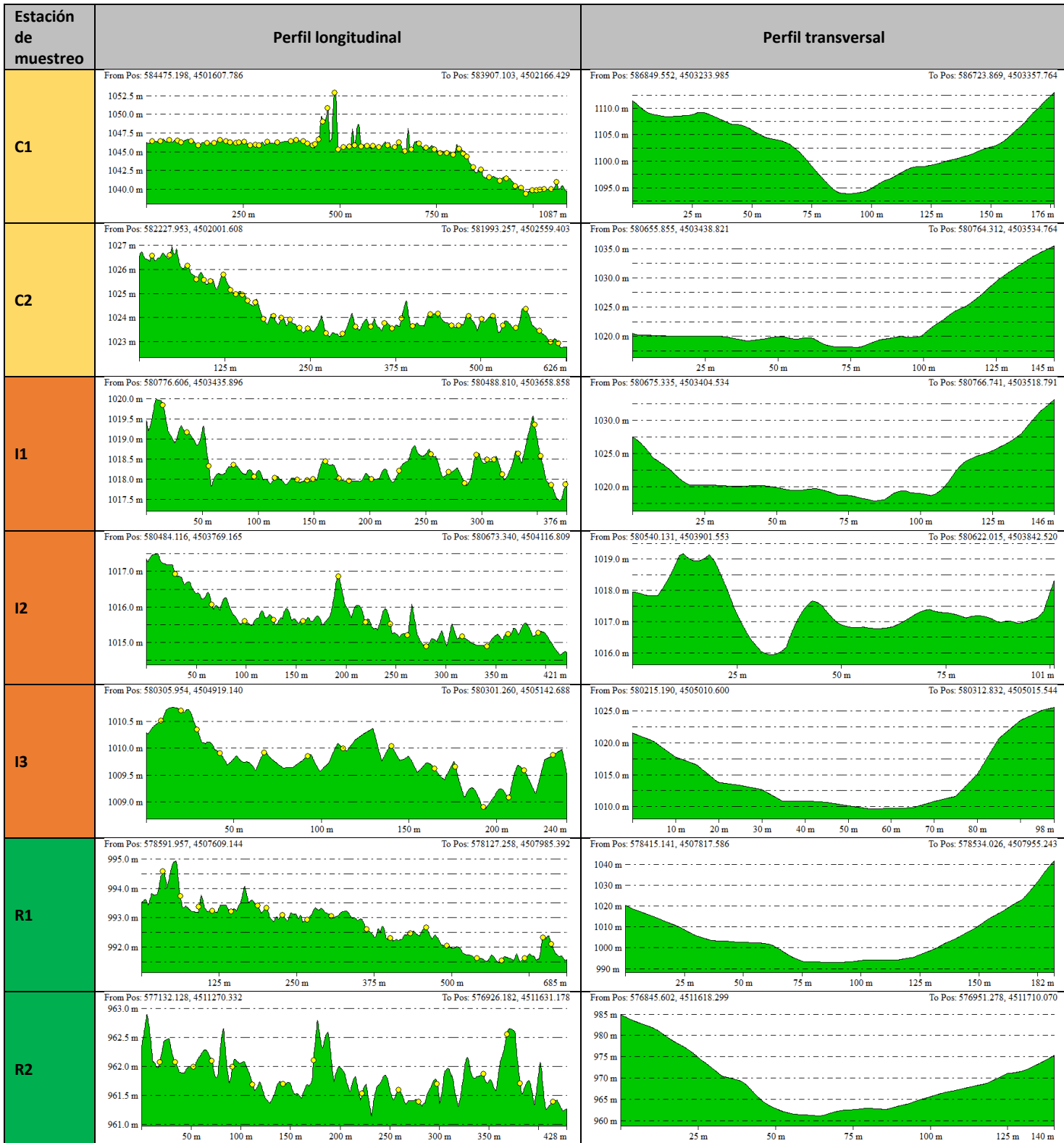


Figura 19 Perfiles longitudinales y transversales del río Tajo en las estaciones de muestreo.



### 10.3 ANEXO III TABLAS ADICIONALES DEL ANÁLISIS DE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS

Tabla 13 Abundancias de los grupos taxonómicos identificados. L=larva, N=ninfa, P=pupa, A=Adulto, T=Total

	Estación de muestreo																																		
	C1				C2				I1				I2				I3				R1				R2										
TAXONOMÍA	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T
<b>Phylum Mollusca</b>																																			
<b>Clase Gastropoda</b>																																			
<b>Orden Basommatophora</b>																																			
Familia Lymnaeidae																																			
<i>Lymnaea sp.</i>	16			16	43				43	10				10					2					2	8				8						
<b>Phylum Arthropoda</b>																																			
<b>Subphylum Hexapoda</b>																																			
<b>Clase Insecta</b>																																			
<b>Orden Odonata</b>																																			
<b>Suborden Anisoptera</b>																																			
Familia Aeshnidae																																			
<i>Boyeria irene</i>	10			10	3				3	8				8	10				10	19				19	14				14	12				12	
Familia Gomphidae																																			
<i>Onychogomphus uncatus</i>	9			9	12				12	5				5	8				8	2				2	9				9	15				15	
Familia Cordulegasteridae																																			
<i>Cordulegaster sp.</i>					1				1																1				1						
<b>Suborden Zygoptera</b>																																			
Familia Calopterygidae																																			
<i>Calopteryx virgo (Linneo 1758)</i>					1				1																2				2						
<b>Orden Ephemeroptera</b>																																			
Familia Baetidae																																			
<i>Acentrella sinaica</i>	3			3	1				1					2					2																
<i>Baetis sp.</i>	5			5	10				10	2				2					3					3	1				1	1				1	
Familia Caenidae																																			
<i>Caenis sp.</i>	2			2						5				5	1				1																
Familia Oligoneuriidae																																			
<i>Oligoneuriella rhenana</i>	25			25	2				2	3				3	15				15	13				13	6				6	20				20	
Familia Ephemerellidae																																			
<i>Ephemerella sp.</i>	4			4	3				3																2				2						
Familia Heptageniidae																																			
<i>Rhitrogena sp.</i>																			1					1	8				8	10				10	

TAXONOMÍA	Estación de muestreo																																			
	C1			C2			I1			I2			I3			R1			R2																	
	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T						
<b>Orden Plecoptera</b>																																				
Familia Leuctridae																																				
<i>Leuctra gr. Hippopus</i>	8				8	5				5					4					4	6				6	11				11	16				16	
Familia Perlidae																																				
<i>Dinocras sp.</i>	5				5	5				5	11				11	2				2	12				12	11				11	4				4	
<b>Orden Heteroptera</b>																																				
Familia Gerridae																																				
<i>Gerris sp.</i>						3				3					3					3					12					12						
<b>Orden Coleoptera</b>																																				
Familia Elmidae																																				
<i>Elmis sp.</i>															1					1						1				1	1				1	
<i>Normandia sp.</i>		11		11		1			47	48				13	13					31	31	2			76	78	3			104	107	2			85	87
Familia Dytiscidae																																				
Familia Hydrochidae																																				
<i>Hydrochus sp.</i>																										1				1						
Familia Hydrophilidae																																				
Familia Gyrinidae																																				
<i>Orectochilus sp.</i>											1			1	2																					
Familia Haliplidae																																				
<i>Haliplus sp.</i>										5					5																					
<b>Orden Trichoptera</b>																																				
Familia Hydropsychidae																																				
<i>Hydropsyche sp.</i>	3				3	1				1	1				1	8				8	2				2	4				4	1				1	
Familia Brachycentridae																																				
<i>Brachycentrus (Oligoplectrum) maculatum</i>	40				40																															
Familia Leptoceridae																																				
<i>Setodes sp.</i>						9				9	8				8						1				1	1				1	1				1	
Familia Philopotamidae																																				
Familia Rhyacophilidae																																				
<i>Rhyacophila dorsalis</i>											1				1						1				1											
<i>Pararhyacophila pulchra</i>																					1				1											
Familia Sericostomatidae																																				

TAXONOMÍA	Estación de muestreo																																		
	C1					C2					I1					I2					I3					R1					R2				
	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T
<b>Orden Diptera</b>																																			
Familia Simuliidae					1					1	25				25						4				4	1				1					
Familia Psychodidae	8				8	5				5	1				1	1				1															
Familia Tabanidae																1				1											1				1
Familia Athericidae											1				1											1				1					
<i>Atheryx sp.</i>											1				1											1				1					
Familia Chironomidae																															2				2
Subfamilia Tanytarsini																															2				2
Subfamilia Hemerodromiinae																																			
Familia Limoniidae						3				3																									
Tribu Limoniini						3				3																									
<i>Dicranota sp.</i>						3				3																									
<b>Subphylum Chelicerata</b>																																			
<b>Clase Arachnida</b>																																			
<b>Subclase Acari</b>																																			
<b>Orden Trombidiformes</b>																																			
Hydracarina															1					1															
<b>Phylum Annelida</b>																																			
<b>Orden Arhynchobdellida</b>																																			
Familia Erpobdellidae																																			
<i>Erpobdella sp.</i>																																			
<b>TOTAL</b>					149					156					102					90					144					201					172

Tabla 14 Abundancias/m<sup>2</sup> de los grupos taxonómicos identificados. L=larva, N=ninfa, P=pupa, A=Adulto, T=Total

TAXONOMÍA	Estación de muestreo																																							
	Control 1		Control 2		Impacto 1		Impacto 2		Impacto 3		Recuperación 1		Recuperación 2																											
	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T															
<b>Phylum Mollusca</b>																																								
<b>Clase Gastropoda</b>																																								
<b>Orden Basommatophora</b>																																								
<b>Familia Lymnaeidae</b>																																								
<i>Lymnaea sp.</i>	53				53	143				143	33				33						7				7	27				27										
<b>Phylum Arthropoda</b>																																								
<b>Subphylum Hexapoda</b>																																								
<b>Clase Insecta</b>																																								
<b>Orden Odonata</b>																																								
<b>Suborden Anisoptera</b>																																								
<b>Familia Aeshnidae</b>																																								
<i>Boyeria irene</i>	33				33	10				10	27				27	33				33	63				63	47				47	40				40					
<i>Onychogomphus uncatus (Charpentier 1840)</i>	30				30	40				40	17				17	27				27	7				7	30				30	30				30	50				50
<b>Familia Cordulegasteridae</b>																																								
<i>Cordulegaster sp.</i>						3				3																3				3										
<b>Suborden Zygoptera</b>																																								
<b>Familia Calopterygidae</b>																																								
<i>Calopteryx virgo (Linneo 1758)</i>						3				3																7				7										
<b>Orden Ephemeroptera</b>																																								
<b>Familia Baetidae</b>																																								
<i>Acentrella sinaica</i>	10				10	3				3						7				7																				
<i>Baetis sp.</i>	17				17	33				33	7				7						10				10	3				3	3				3					
<b>Familia Caenidae</b>																																								
<i>Caenis sp.</i>	7				7						17				17	3				3																				
<b>Familia Oligoneuriidae</b>																																								
<i>Oligoneuriella rhenana</i>	83				83	7				7	10				10	50				50	43				43	20				20	67				67					
<b>Familia Ephemerellidae</b>																																								
<i>Ephemerella sp.</i>	13				13	10				10																7				7										
<b>Familia Heptageniidae</b>																																								
<i>Rhitrogena sp.</i>																					3				3	27				27	33				33					

TAXONOMÍA	Estación de muestreo																																																	
	Control 1					Control 2					Impacto 1					Impacto 2					Impacto 3					Recuperación 1					Recuperación 2																			
	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T										
<b>Orden Plecoptera</b>																																																		
Familia Leuctridae					0					0										0																														0
<i>Leuctra gr. Hippopus</i>	27				27	17				17						13				13	20					20	37				37	53				37	53				53									
Familia Perlidae																																																		
<i>Dinocras sp.</i>	17				17	17				17	37				37	7				7	40					40	37				37	13				37	13				13									
<b>Orden Heteroptera</b>																																																		
Familia Gerridae																																																		
<i>Gerris sp.</i>						10				10						10				10											40					40														
<b>Orden Coleoptera</b>																																																		
Familia Elmidae																																																		
<i>Elmis sp.</i>																3				3											3	3				3	3				3									
<i>Normandia sp.</i>		37			37	3				157	160				43	43				103	103	7				253	260	10			347	357	7				283	290												
Familia Dytiscidae																																																		
Familia Hydrochidae																																																		
<i>Hydrochus sp.</i>																															3					3														
Familia Hydrophilidae																																																		
Familia Gyrinidae																																																		
<i>Orectochilus sp.</i>											3				3	6																																		
Familia Haliplidae																																																		
<i>Halipilus sp.</i>											17				17																																			
<b>Orden Trichoptera</b>																																																		
Familia Hydropsychidae																																																		
<i>Hydropsyche sp.</i>	10					3				3	3				3	27				27	7					7	13				13	3				3														
Familia Brachycentridae																																																		
<i>Brachycentrus (Oligoplectrum) maculatum</i>	133				133																																													
Familia Leptoceridae																																																		
<i>Setodes sp.</i>						30				30	27				27											3				3	3	3				3	3				3									
Familia Philopotamidae											3				3																																			
Familia Rhyacophilidae																																																		
<i>Rhyacophila dorsalis</i>											3				3						3					3				3																				
<i>Pararhyacophila pulchra</i>																										3				3																				
Familia Sericostomatidae																																																		

TAXONOMÍA	Estación de muestreo																														
	Control 1			Control 2			Impacto 1			Impacto 2			Impacto 3			Recuperación 1			Recuperación 2												
	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	L	N	P	A	T	
<b>Orden Diptera</b>																															
Familia Simuliidae					3					3	83				83					13					13	3				3	
Familia Psychodidae	27				27	17				17	3				3	3				3											
Familia Tabanidae																3				3									3		3
Familia Athericidae											3				3											3					
<i>Atheryx sp.</i>											3				3											3					
Familia Chironomidae																													7		7
Subfamilia Orthoclaadiinae																															
Familia Empididae																															
Subfamilia Hemerodromiinae																															
Familia Limoniidae						10				10																					
Tribu Limoniini						10				10																					
<i>Dicranota sp.</i>						10				10																					
<b>Subphylum Chelicerata</b>																															
<b>Clase Arachnida</b>																															
<b>Subclase Acari</b>																															
<b>Orden Trombidiformes</b>																															
Hydracarina															3					3											
<b>Phylum Annelida</b>																															
<b>Orden Arhynchobdellida</b>																															
Familia Erpobdellidae																															
<i>Erpobdella sp.</i>																															
<b>TOTAL</b>					<b>487</b>					<b>519</b>					<b>339</b>					<b>298</b>					<b>479</b>					<b>670</b>	<b>571</b>

**Tabla 15 Dominancias por tramos de muestreo de Herranz Sanz (1983)**

Tramo de muestreo	Taxones dominantes	Taxones comunes	Taxones raros
Tajo 6	<i>Baetis sp.</i> , <i>Hydrocyphon fulvescens</i> ,	<i>Caenis sp.</i> , <i>Oligoneuriella rhenana</i> , <i>Ephemerella sp.</i> , <i>Leuctra gr. Hippopus</i> , <i>Perla marginata</i> , <i>Elmis sp.</i> , <i>Hydropsyche sp.</i> , <i>Polycentropus flavomaculatus</i> , Familia Chironomidae, Familia Stratiomyidae	<i>Ecdyonurus sp.</i> , <i>Esolus parallelepipedus</i>
Tajo 7	<i>Oligoneuriella rhenana</i> , <i>Hydropsyche sp.</i> , Familia Simuliidae	<i>Lymnaea sp.</i> , <i>Baetis sp.</i> , <i>Ephemerella sp.</i> , <i>Isoperla sp.</i> , <i>Hydrocyphon fulvescens</i> , <i>Athripsodes sp.</i> , <i>Polycentropus flavomaculatus</i> , Familia Chironomidae	<i>Caenis sp.</i> , <i>Ephemera danica</i> , <i>Euleuctra geniculata</i> , <i>Elmis sp.</i> , <i>Orectochilus villosus</i> , <i>Hydroptila sp.</i> , Familia Stratiomyidae
Tajo 8	<i>Oligoneuriella rhenana</i> , <i>Hydropsyche sp.</i> ,	<i>Ephemera danica</i> , <i>Leuctra gr. Hippopus</i> , <i>Eoperla ochracea</i> , <i>Perla marginata</i> , <i>Elmis sp.</i> , Familia Chironomidae	<i>Baetis sp.</i> , <i>Euleuctra geniculata</i> , <i>Orectochilus villosus</i> , <i>Polycentropus flavomaculatus</i> , Familia Simuliidae,

### 10.4 ANEXO IV TABLAS ADICIONALES DEL ANÁLISIS DE LAS COMUNIDADES DE PECES

Tabla 16 Abundancias de los grupos taxonómicos identificados. Cip=columna de recuento de ciprínidos.

Taxonomía	Estación de muestreo																																														
	C1					C2					I1					I2					I3					R1					R2																
	<i>Salmo trutta</i>					<i>Salmo trutta</i>					<i>Salmo trutta</i>					<i>Salmo trutta</i>					<i>Salmo trutta</i>					<i>Salmo trutta</i>																					
	0+	1+	2+	3+	4+	T	0+	1+	2+	3+	4+	T	0+	1+	2+	3+	4+	T	0+	1+	2+	3+	4+	T	0+	1+	2+	3+	4+	T	0+	1+	2+	3+	4+	T	0+	1+	2+	3+	4+	T					
Phylum Chordata																																															
Clase Actinopterygii																																															
Orden Salmoniformes																																															
Familia Salmonidae																																															
<i>Salmo trutta</i>	6	61	44	0	1	112	0	32	28	0	1	61	1	26	4	1	0	32	1	22	6	1	0	30	1	28	11	0	0	40	0	31	13	1	0	45	0	20	0	1	0	21					
Orden Cypriniformes																																															
Familia Cyprinidae																																															
<i>Squalius alburnoides</i>						240	240					25	25					76	76						51	51						105	105						54	54						50	50
<i>Pseudochondrostoma polylepis</i>						2	2					35	35					10	10						24	24						11	11						54	54						9	9
<i>Luciobarbus bocagei</i>						0	0					0	0					4	4						0	0						4	4						0	0						0	0
<i>Gobio lozanoi</i>						0	0					0	0					0	0						1	1						2	2						0	0						2	2
<b>TOTAL</b>						<b>354</b>						<b>121</b>						<b>122</b>						<b>106</b>						<b>162</b>						<b>153</b>						<b>82</b>					

Tabla 17 Abundancias de los grupos taxonómicos identificados. Cip=columna de recuento de ciprínidos.

Taxonomía	Estación de muestreo																																														
	C1					C2					I1					I2					I3					R1					R2																
	<i>Salmo trutta</i>					<i>Salmo trutta</i>					<i>Salmo trutta</i>					<i>Salmo trutta</i>					<i>Salmo trutta</i>					<i>Salmo trutta</i>																					
	0+	1+	2+	3+	4+	T	0+	1+	2+	3+	4+	T	0+	1+	2+	3+	4+	T	0+	1+	2+	3+	4+	T	0+	1+	2+	3+	4+	T	0+	1+	2+	3+	4+	T	0+	1+	2+	3+	4+	T					
Phylum Chordata																																															
Clase Actinopterygii																																															
Orden Salmoniformes																																															
Familia Salmonidae																																															
<i>Salmo trutta</i>	5	46	33		1	85	61	53		2	116	3	75	12	3		93	2	37	10	2		51	3	75	29			107	32	13	1			46	57		3			60						
Orden Cypriniformes																																															
Familia Cyprinidae																																															
<i>Squalius alburnoides</i>						181	181					47	47					220	220						85	85						280	280						56	56						142	142
<i>Pseudochondrostoma polylepis</i>						2	2					66	66					29	29						40	40						29	29						56	56						26	26
<i>Luciobarbus bocagei</i>						0	0					0	0					12	12						0	0						11	11						0	0						0	0
<i>Gobio lozanoi</i>						0	0					0	0					0	0						2	2						5	5						0	0						6	6
<b>TOTAL</b>						<b>268</b>						<b>229</b>						<b>354</b>						<b>178</b>						<b>432</b>						<b>158</b>						<b>234</b>					