

ESTUDIO ESTACIONAL DE LA CALIDAD ECOLÓGICA DEL RÍO CINCA (HUESCA) SEGÚN SUS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

Beatriz ORÓS¹
Rocío LÓPEZ-FLORES²
José Antonio CUCHÍ³

RESUMEN.— El río Cinca es uno de los principales afluentes del río Ebro y uno de los ríos pirenaicos con mayor valor ambiental. Se encuentra sometido a diferentes impactos de origen antrópico que perturban el ecosistema fluvial. El objetivo de este artículo es analizar el efecto de los impactos antrópicos sobre la calidad ecológica del río Cinca. Para ello se realizó un muestreo estacional del río desde noviembre de 2012 hasta julio de 2013 estableciendo seis puntos de muestreo a lo largo del cauce (desde el Parador Nacional de Turismo de Bielsa hasta pasado el embalse de El Grado). Se midieron parámetros fisicoquímicos y la concentración de clorofila *a* a partir del perifiton. Se empleó la comunidad de macroinvertebrados para evaluar la calidad ecológica de cada punto de muestreo mediante el índice IBMWP y se determinó la abundancia de cada familia, diversidad, riqueza taxonómica y equidad. La calidad ecológica del río Cinca fue buena, sobre todo en otoño y primavera. Laspuña es el punto de muestreo que mejor calidad presentó. Se observó cómo los embalses modifican el régimen hidrológico del

¹ C/ Pablo Iglesias, 8. E-50018 ZARAGOZA. beatriz.oros.vela@gmail.com

² Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural. Instituto de Ciencias Ambientales (IUCA). Escuela Politécnica Superior de Huesca. Universidad de Zaragoza. Carretera de Cuarte, s/n. E-22071 HUESCA. rocio.lopez@unizar.es

³ Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural. Escuela Politécnica Superior de Huesca. Universidad de Zaragoza. Carretera de Cuarte, s/n. E-22071 HUESCA. cuchi@unizar.es

río y sus características fisicoquímicas. Los taxones EPT (*Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Trichoptera*), indicadores de buena calidad, fueron más abundantes en los tramos alto y medio, y mostraron un mayor grado de perturbación río abajo.

ABSTRACT.— Cinca river is one of the main tributaries of Ebro river and one of the Pyrenean rivers with the highest environmental value. This river is under several anthropic impacts which are a source of perturbation. The main objective of the study was to analyse the effect of anthropic impacts on the ecological quality of the Cinca River. To reach this objective a seasonal sampling was carried out between November 2012 and July 2013 in six points along the Cinca River (from the Parador Nacional de Turismo of Bielsa to the El Grado Dam). Physicochemical parameters and chlorophyll *a* concentration were determined. The macroinvertebrate community was used to determine the ecological quality by means of the IBMWP index. The abundance of each family, diversity, richness and equity were also analysed. The ecological quality of the river was good, mainly in autumn and spring. Laspuña station showed the highest value of quality. The capacity of reservoirs of modifying the hydrological pattern and the physic-chemical parameters was observed. EPT taxa (*Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Trichoptera*), which are indicators of good quality, were more abundant in the middle and upper course of the river, indicating a higher degree of perturbation downstream.

KEY WORDS.— Ecological quality, IBMWP, benthic macroinvertebrates, reservoirs, Cinca River (Huesca, Spain).

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas fluviales han sido empleados desde antiguo por el hombre como fuente de recursos y como vía para la eliminación de residuos, lo cual ha producido una degradación histórica de estos (ABEL, 2000; ALONSO y CAMARGO, 2005). Los efluentes de aguas residuales domésticas (ORTIZ y cols., 2005) y la contaminación difusa de origen agrícola (LÓPEZ-FLORES y cols., 2003) representan algunas de las causas más comunes de degradación de la calidad del agua en los ecosistemas fluviales. Hoy en día, el continuo crecimiento de la población humana y de sus hábitos consumistas incrementan la cantidad de este tipo de vertidos. Además, el aumento de la población también determina una demanda de agua por encima de las disponibilidades de los ecosistemas sobre los que se asienta (GARCÍA DE JALÓN, 2008).

La contaminación es una de las causas principales de la disminución de especies animales y vegetales en los ecosistemas acuáticos (GIL QUÍLEZ y cols., 2001; OSCOZ y cols., 2004), como también lo es la alteración de los hábitats fluviales que produce la regulación de caudales (GARCÍA DE JALÓN, 2008) a causa de los embalses.

Las características de un embalse vienen determinadas por el tipo de uso que se pretenda dar al agua que contiene. Y el tipo de embalse condiciona a su vez las características de las aguas que salen por sus desagües. Sin embargo, los embalses, independientemente del uso al que estén destinados, alteran el régimen hidrológico natural y las condiciones del sistema (implican la transformación de un tramo de río lótico a uno lenítico con características lacustres), cambiando la estructura y la dinámica de las comunidades biológicas (JESÚS y cols., 2004) del ecosistema en el que se encuentran y de los adyacentes. Aguas arriba se producirá la deposición de material de pequeño tamaño (GARCÍA-RUIZ y cols., 1985) y, por lo tanto, la homogeneización del lecho y un aumento de la materia orgánica alóctona que en estado natural sería arrastrada por la corriente (LÓPEZ NÚÑEZ y cols., 2011). Además, se producen otros efectos, como la alteración del régimen térmico del agua y de su calidad (LÓPEZ MORENO y GARCÍA-RUIZ, 2003), que repercute directa o indirectamente en todo el ecosistema.

En los últimos tiempos, la sociedad europea ha empezado a valorar el agua como recurso y a querer conservarlo. La Directiva Marco del Agua (DMA 2000/60/CE) considera que el agua no es un bien comercial, sino un patrimonio que hay que defender y proteger. Y establece que se ha de determinar el estado ecológico de las aguas continentales, entendiéndose este como una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos (TORRALBA-BURRIAL y OCHARAN, 2007).

Para determinar la calidad del agua han sido utilizados de manera tradicional los parámetros fisicoquímicos, pero en la práctica solo se analizan algunos posibles contaminantes, ya que el coste de analizar todos y la gran carga de trabajo que conllevaría es inviable. Además, sus resultados se limitan al momento de la toma de la muestra (ALBA-TERCEDOR y SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988). Por ello, los análisis biológicos se han convertido en un importante complemento de los análisis fisicoquímicos, no debiendo considerarse

como métodos excluyentes (ALBA-TERCEDOR, 1996; ALONSO y CAMARGO, 2005; OSCOZ y cols., 2008).

La bioevaluación de las aguas se fundamenta en la capacidad natural que tiene la biota de responder a los efectos de perturbaciones puntuales, permanentes, e incluso a las sufridas tiempo atrás. Para el análisis de la calidad de las aguas se han utilizado diferentes organismos: algas, diatomeas, macrófitos, vegetación riparia, invertebrados y peces. De todos ellos, los macroinvertebrados bentónicos son el indicador biológico más extendido y utilizado (PLATTS y cols., 1983; ALBA-TERCEDOR y cols., 2005; ALONSO, 2006; OSCOZ y cols., 2007). El uso de esta comunidad se debe a varias propiedades: su elevada diversidad taxonómica, que le permite presentar un amplio espectro de respuesta a las perturbaciones humanas, su naturaleza sedentaria y los largos ciclos de vida de algunos grupos, que permiten el seguimiento espacial y temporal de las perturbaciones (CAIRNS y PRATT, 1993). Además, su muestreo es sencillo y barato (MISERENDINO y PIZZOLÓN, 1999; BLISJWIJK y cols., 2004; ALONSO, 2006; KORTE y cols., 2010) e indican alteraciones a medio y largo plazo. En España, en 1988, ALBA-TERCEDOR y SÁNCHEZ-ORTEGA elaboraron el índice biológico BMWP' basado en macroinvertebrados que resultó de la adaptación del índice británico BMWP (Biological Monitoring Working Party) (ARMITAGE y cols., 1983). Finalmente, este índice ha tomado el nombre de IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party) (ALBA-TERCEDOR y cols., 2002).

Son escasos los estudios independientes y de evolución de la calidad ecológica del río Cinca. Este artículo tiene como objetivo mostrar el efecto de las actividades antrópicas sobre la calidad ecológica en el río Cinca y su evolución a lo largo de un año. Para lograrlo se dividió en dos objetivos concretos:

- Analizar y comparar el estado ecológico de seis tramos fluviales y su variación estacional a lo largo de un año mediante el uso de diversos índices biológicos como son el IBMWP, la diversidad, la riqueza taxonómica de macroinvertebrados y el nivel trófico del tramo a partir de la concentración de clorofila bentónica.
- Relacionar los resultados de los diferentes índices bióticos y las características de la comunidad con los impactos antrópicos detectados a lo largo de la cuenca, prestando especial atención a las alteraciones hidromorfológicas.

ÁREA DE ESTUDIO

El Cinca es uno de los principales afluentes del río Ebro. Nace en la Plana de Marboré, amplio circo glaciar entre Tres Sorores, Astazus y pico de Pineta, en el término municipal de Bielsa. Allí se encuentra el ibón de Marboré. Tras fluir hacia el este por el valle de Pineta, característico valle glaciar en U (CHE, 2002a), toma una clara dirección norte-sur desde los Pirineos hasta la depresión del Ebro. En su recorrido se le unen afluentes como el río Barrosa en Bielsa, el Cinqueta en Salinas, el Bellós en Escalona, el Ara en Aínsa, el Ésera en Olvena, el Vero en Barbastro, el Sosa en Monzón y el Alcanadre en Ballobar, y constituye así el río más importante del Pirineo central (GARCÍA-RUIZ y cols., 2013). Tras recorrer 190,7 kilómetros se une al río Segre a la altura de Torrente de Cinca para juntos desembocar en el río Ebro en Mequinenza (Zaragoza). La cuenca del Cinca ocupa dos terceras partes de la provincia de Huesca y partes menores de las de Lérida y Zaragoza.

Geológicamente es una cuenca compleja. En el norte afloran granitos y, sobre todo, calizas. En la depresión de Aínsa afloran margas grises, pero luego reaparecen las calizas, acompañadas de conglomerados de las sierras prepirenaicas. A partir de El Grado se pasa a areniscas, limos, arcillas y yesos del Terciario con fondos de valle cubiertos de conglomerados y gravas arenas del Cuaternario (IGME, 1989; CHE, 2008).

Morfológicamente la cuenca puede dividirse en tres tramos principales:

- De la cabecera hasta la cola del embalse de Mediano, el río transita por una zona de alta montaña, incluidas alturas de 3000 msnm, con profundos valles de origen glaciar y fuertes desniveles que posibilitan el aprovechamiento hidroeléctrico. Son cauces de tramos rectilíneos con abundantes pozas y saltos.
- De la cola del embalse de Mediano hasta el río Ésera pasa por una zona agreste de media montaña encajonado entre sierras que no superan los 1400 msnm. Por su morfología, este tramo del río ha sido muy embalsado.
- Entre las desembocaduras del Ésera y el Segre, con un cauce de tipo anastomosado, el Cinca circula por una zona de perfil plano con terrenos suaves y paisajes muy modificados por el hombre con cultivos de

regadío y asentamientos importantes de población como Barbastro, Monzón y Fraga.

Dadas estas características, el clima de la cuenca presenta grandes contrastes en el espacio y en el tiempo, cambiando sus características oceánicas en sentido norte a sur y oeste a este para adquirir rasgos mediterráneo-montanos con tendencia continental (PEDROCCHI-RENAULT, 1987; LÓPEZ MORENO y GARCÍA-RUIZ, 2003). Este supone un descenso de la precipitación desde los 1500 milímetros en Bielsa a los 400 milímetros de Mequinenza. Simultáneamente, la temperatura asciende de norte a sur desde el ambiente glaciar de su cabecera a las secas estepas monegrinas de la zona llana.

Por ello, la cabecera responde a un comportamiento de tipo pluvionival, que evoluciona a mediterráneo en la zona baja. Es un régimen estacional con caudales muy bajos en invierno por retención de nieve en la cabecera con los mayores caudales desde abril a julio (el mayenco) con valores mensuales cercanos a los 400 hm³/mes y mínimos en agosto con un caudal aproximado de 120 hm³/mes (GARCÍA-RUIZ, 1977; CHE, 2008). Aporta una media de 2896 hm³ de agua al año (CHE, 2002b). Su régimen natural ha sido modificado por acción humana. En la propia cabecera se encuentra represado el ibón de Marboré (acabado hacia 1938, 1 hm³ de capacidad). Aguas abajo, los embalses de Pineta (1920, 0,2 hm³) y Plandescún (Cinqueta, 1934, 1 hm³) abastecen a la central de Lafortunada. A su pie, está el embalse de Laspuña (1965, 0,35 hm³) que alimenta la central del mismo nombre. Aguas abajo de Aínsa se encuentra el embalse de Mediano (1952, 436 hm³) encadenado al embalse de El Grado (1969, 399 hm³). En este tiene origen el canal del Cinca que forma parte del sistema de Riegos del Alto Aragón. También se aprovecha para producir energía eléctrica en las denominadas centrales de *El Grado I* y *El Grado II* (CHE, 2002a). A partir de este embalse, el caudal pasante es captado por la piscifactoría de El Grado y diversos azudes hidroeléctricos (Arias I, Arias II, El Ciego, Ariéstolas) y de riego (Ribera de Monzón). El caudal vuelve a aumentar en el tramo final con los retornos de los regadíos (CHE, 2008).

Puntos de muestreo

La zona de estudio comprende el tramo del río que va desde el Parador Nacional de Turismo de Bielsa (en el valle de Pineta) hasta pasado el

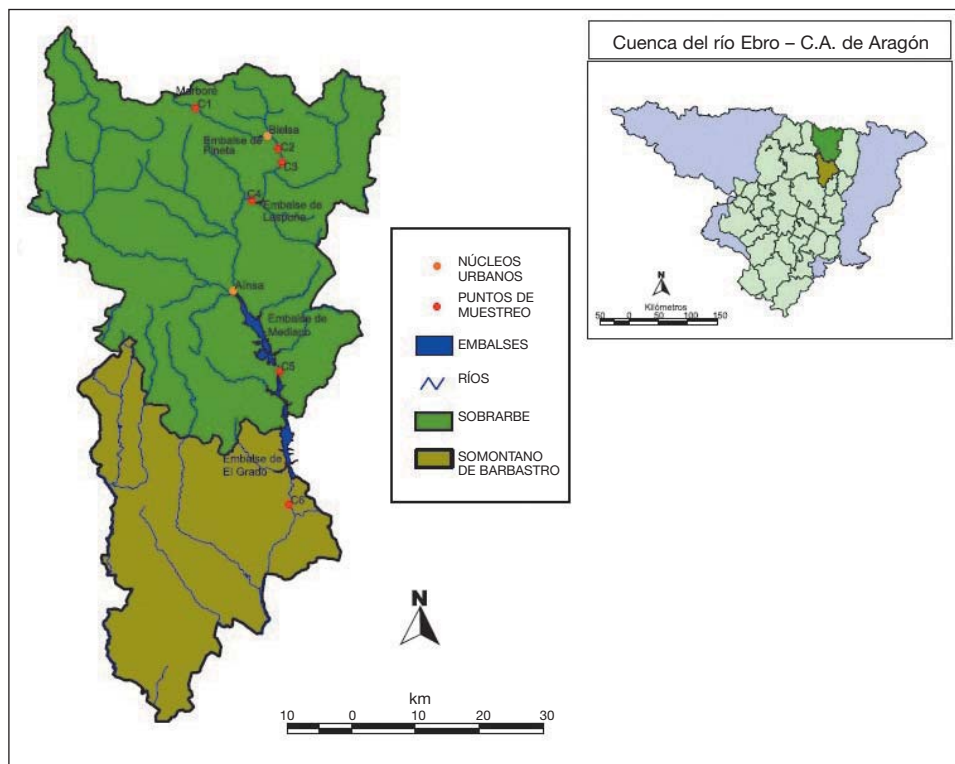


Fig. 1. Mapa de situación del tramo estudiado en el río Cinca, en las comarcas de Sobrarbe y Somontano de Barbastro. Localización de los puntos de muestreo (C1, Parador de Bielsa; C2, Pineta; C3, Salinas; C4, Laspuña; C5, Mediano; C6, El Grado).

embalse de El Grado (fig. 1). Es un tramo de 92 kilómetros situado en la provincia de Huesca dentro de las comarcas de Sobrarbe y Somontano de Barbastro. Algunas de las principales poblaciones que abarca este tramo son Bielsa, Lafortunada, Laspuña, Labuerda, Aínsa y El Grado.

Los puntos de muestreo se situaron tras un embalse o azud de acuerdo con el objetivo de observar el efecto que tienen los embalses sobre el río Cinca. La descripción se presenta a continuación y su ubicación en la tabla 1. Las imágenes de dichos puntos se muestran en la figura 2.

C1. Parador de Bielsa. Punto de control, situado en un área de alta montaña pirenaica, cerca del Parador Nacional de Turismo y en el límite del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. La existencia de un cercano

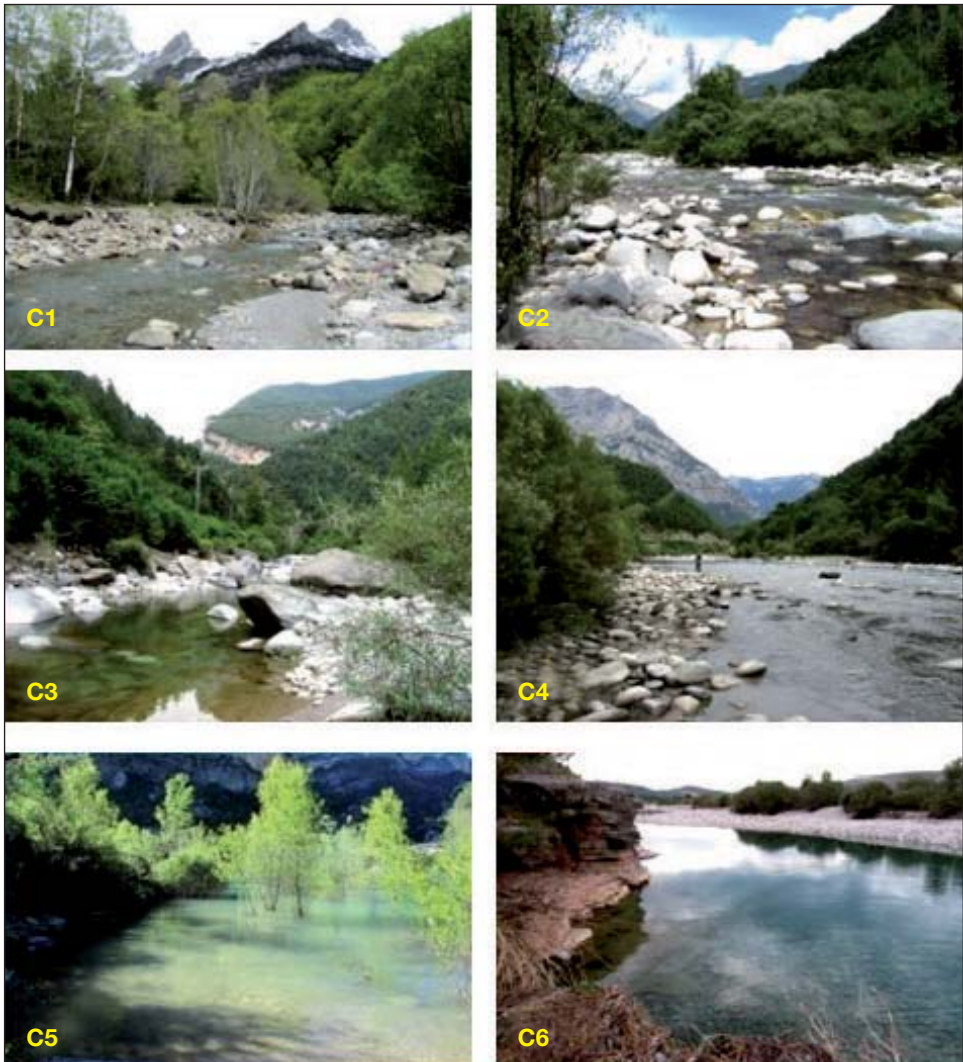


Fig. 2. Aspecto de los puntos de muestreo en diferentes estaciones del año.

C1, Parador Nacional de Turismo de Bielsa, *punto control* (primavera).

C2, Aguas abajo del embalse de Pineta (verano). C3, Punto de muestreo situado 2 kilómetros antes de Salinas bajo un azud (verano). C4, Punto de muestreo bajo el embalse de Laspuña (verano). C5, Bajo el embalse de Mediano y ya incluido en la cola de El Grado debido a la continuidad de ambos embalses (primavera).

C6, Aguas abajo de la presa del embalse de El Grado (verano).

vertido registrado perteneciente al Parador aconsejó realizar dos submuestras en cada muestreo, antes y después del vertido, para observar si había diferencias significativas. Estas muestras fueron denominadas y rotuladas como *C.1 Antes* y *C.1 Después*.

C2. Pineta. Situado aguas abajo del aterrado embalse de Pineta, en el amplio valle homónimo. Área de bosques y pastos.

C3. Salinas. Se encuentra aguas abajo del azud de 18,5 metros de altura, situado 2 kilómetros antes de la localidad de Salinas, que recoge agua para la central de San Marcial. Zona encajonada con un tramo fluvial rectilíneo con pozas y saltos. Área forestal, pero bajo la localidad de Bielsa.

C4. Laspuña. Situado aguas abajo del embalse con el mismo nombre donde el valle comienza a abrirse hacia la depresión de Aínsa. El uso forestal comienza a dar paso a cultivos.

C5. Mediano. Situado aguas abajo de esta presa, en la zona de influencia de la cola del embalse de El Grado. En esta zona, la cuenca presenta un mayor porcentaje de suelos agrícolas y ganaderos que conllevan un aporte de nitratos y otros nutrientes a las aguas.

C6. El Grado. Situado aguas abajo de este embalse. La explotación del embalse, deja un caudal mínimo insuficiente (no hay caudal de compensación oficial) que procede de los vertidos del aliviadero de fondo. En el embalse predomina el régimen lento-profundo. La densidad de peces es baja. El uso agrícola y ganadero va aumentando a medida que se desciende por la cuenca del Cinca, y aumentan el tamaño de los núcleos de población existentes. También hay importantes superficies de regadío, aguas abajo de El Grado con un mayor riesgo de contaminación por aporte de nutrientes al río.

Tabla 1. Coordenadas UTM ETRS89 Huso-31 de los puntos de muestreo en el río Cinca.

<i>Estación de muestreo</i>	<i>X</i>	<i>Y</i>	<i>Altitud (msnm)</i>
C.1 Parador de Bielsa	261 083	4 729 321	1283
C.2 Pineta	273 190	4 721 405	937
C.3 Salinas	273 461	4 719 992	906
C.4 Laspuña	268 309	4 714 182	676
C.5 Mediano	270 536	4 686 291	448
C.6 El Grado	270 935	4 665 857	346

MATERIAL Y MÉTODOS

Se llevaron a cabo cuatro muestreos en cada punto seleccionado, coincidiendo con las estaciones del año. Los muestreos de otoño e invierno se realizaron en dos días debido a la distancia entre puntos y las pocas horas de luz en estas épocas del año. Los muestreos de primavera y verano se realizaron en un solo día. El muestreo de otoño se llevó a cabo los días 25 y 26 de noviembre de 2012; el de invierno, los días 8 y 16 de marzo de 2013; el de primavera, el 24 de mayo de 2013, y el de verano, el 28 de julio de 2013.

Obtención de datos de caudal y parámetros fisicoquímicos

En cada uno de los seis puntos de muestreo establecidos a lo largo del río, se determinaron *in situ* los parámetros: temperatura, pH, conductividad y concentración de oxígeno disuelto mediante una sonda multiparamétrica HQ30D (HACH-Lange, USA). Estas lecturas se realizaron siempre en tres zonas diferentes del mismo punto de muestreo, buscando la máxima representatividad. Los datos de caudal se obtuvieron del Sistema Automático de Información Hidrológica (SAIH) de la Confederación Hidrográfica del Ebro, en las estaciones de aforo de Escalona, Mediano y El Grado. A partir de ellos se calculó el caudal medio por año y por estación.

Muestreo y tratamiento de perifiton

La recolección de muestras de perifiton para obtener la concentración de clorofila bentónica en cada punto se realizó según el protocolo de ELOSEGI y SABATER (2009). En primer lugar, en cada punto de muestreo se seleccionaron de dos a cinco piedras. Sobre estas se colocó una plantilla con una superficie interna de 25 cm² y se recogió todo el material de la roca arrastrándolo mediante un cepillo. Este material se introdujo en un vial de vidrio. El vial se rotuló y envolvió en papel de aluminio en total oscuridad y se guardó en una nevera hasta llegar al laboratorio. El mismo día del muestreo se filtraron las muestras de estos viales mediante un filtro Whatman GF/F, quedando el material contenido en el filtro. Posteriormente, estos filtros se introdujeron en un vial de vidrio con un contenido de 10-20 mililitros de acetona al 90% hasta cubrir totalmente la muestra para extraer la clorofila. Los viales se conservaron a una temperatura inferior a 4 °C en ausencia de luz, durante 24 horas. Una vez

transcurrido este tiempo, se filtró el extracto con un filtro Whatman GF/F para disminuir la turbidez y se midió la absorbancia con un espectrofotómetro a distintas longitudes de onda. Finalmente, las absorbancias se utilizaron para calcular la concentración de clorofila por unidad de área con las fórmulas de JEFFREY y HUMPHREY (1975). A partir de los datos de concentración de clorofila *a* en el bentos, se determinó la situación trófica del río Cinca siguiendo la clasificación de DODDS y cols. (1998), muy aceptada entre la comunidad científica.

Muestreo, tratamiento e identificación de macroinvertebrados

Para poder aplicar el índice IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party) (ALBA-TERCEDOR y cols., 2002), en primer lugar, se seleccionaron los puntos de muestreo de manera que fuesen representativos de la masa de agua evitando zonas cuyo acceso entrañase riesgo. Se tomaron muestras en cada estación del año, método deseable para reflejar la temporalidad (ALBA-TERCEDOR y cols., 2005), desde noviembre de 2012 hasta julio de 2013, según los siguientes procedimientos.

En la recolección de las muestras de macroinvertebrados se utilizó una red de mano (o salabre) de superficie conocida (25×25 centímetros) y una red súrber de 30×30 centímetros. Ambas con malla de $500 \mu\text{m}$ de poro. Colocada la red de forma vertical y encarada a la corriente hasta tocar con el fondo, se removió el sustrato situado en el cuadrado de 0,5 metros anterior a la boca de la red con la mano y/o botas para que los macroinvertebrados fuesen arrastrados por la corriente hacia la red. Cada uno de los seis puntos de muestreo de otoño e invierno se realizó con una unidad de esfuerzo de 20 kicks (CHE, 2007) repartidos en tres zonas y con una duración de 2 minutos por kick. Sin embargo, en los sucesivos muestreos (primavera y verano) se creyó conveniente utilizar una unidad de esfuerzo menor (10 kicks) para posteriormente equiparar los resultados de manera que los datos fuesen comparables tras comprobar la alta cantidad de individuos que se recolectaron en los muestreos iniciales.

Los macroinvertebrados recolectados se conservaron inmediatamente después de la recolección en botes de plástico herméticos con ayuda de agua del propio río y conservante (alcohol al 70%, concentración final) para fijar las muestras y evitar así la interacción entre organismos (depredación, etcétera). Tras cada muestreo el material se desinfectó con lejía.

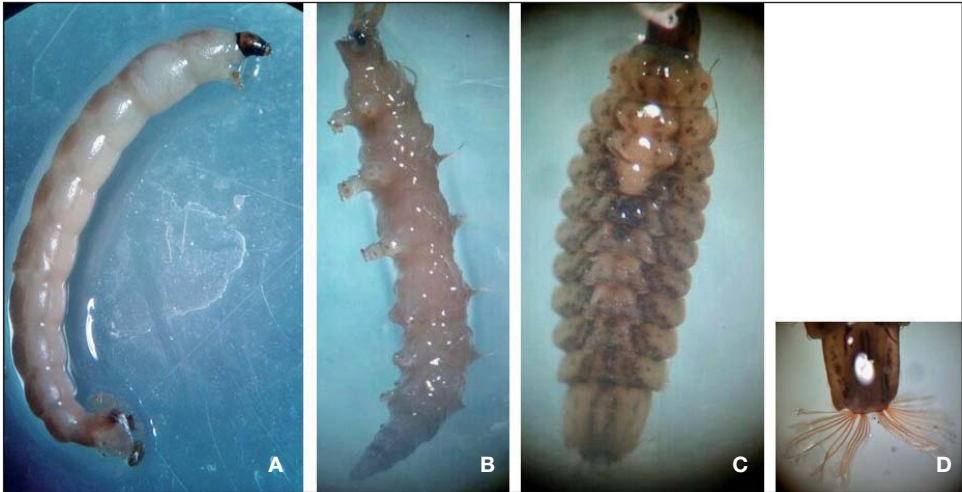


Fig. 3. Individuos del orden *Diptera* pertenecientes a las familias *Chironomidae* (A), *Athericidae* (B), *Stratiomyidae* (C). Detalle de los pelos hidrófugos del extremo anal de *Stratiomyidae* (D). Imágenes tomadas a través de lupa binocular en el laboratorio.

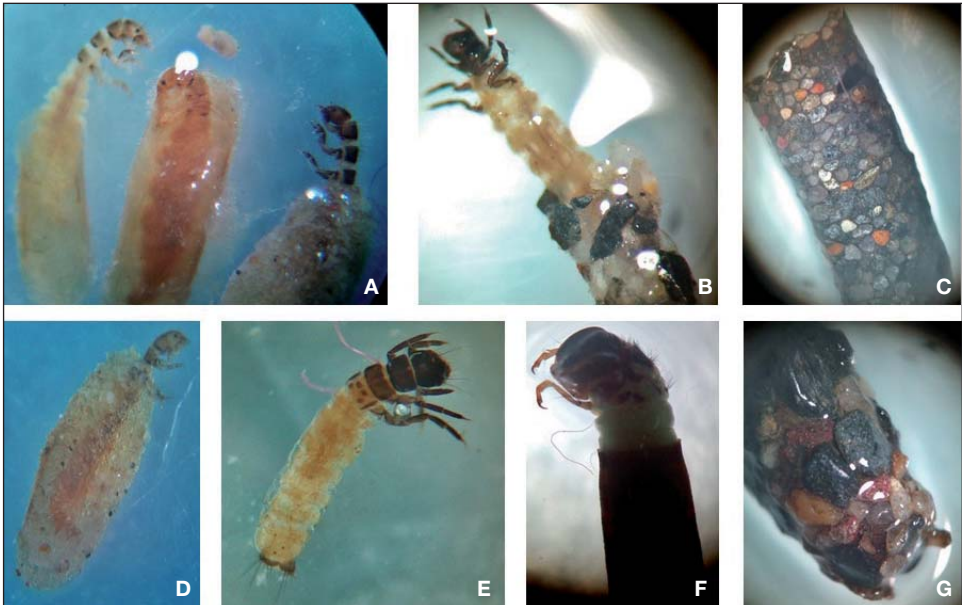


Fig. 4. Distintas familias del orden *Trichoptera* con diferentes tipos de estuche: de seda (A y D), de restos vegetales (F) o de arena (B). Detalle de tricóptero fuera de su estuche (E) y de dos estuches hechos con distinto tamaño de partícula mineral (C y G).

Imágenes tomadas a través de lupa binocular en el laboratorio.

Una vez en el laboratorio, se guardaron las muestras debidamente etiquetadas en la nevera para una mejor conservación. Después, se procedió a la limpieza de todas ellas. En primer lugar, se retiraron las piedras, hojas y ramas más grandes para facilitar la posterior recolección de individuos. De esta forma, se fueron seleccionando todos los macroinvertebrados y se traspasaron a viales pequeños de vidrio con alcohol (96%) para que se mantuviesen bien conservados hasta su identificación. Por último, se contaron e identificaron todos los macroinvertebrados hasta nivel taxonómico de familia (que es el exigido por el IBMWP) con la ayuda de una lupa binocular (fig. 3 y fig. 4) y el apoyo de manuales de taxonomía, como la guía de macroinvertebrados de la Cuenca Hidrográfica del Ebro (OSCOZ y cols., 2011), la guía de campo derivada de la misma (OSCOZ, 2012) y el texto de TACHET y cols. (2000).

Cálculo de índices biológicos

Para determinar el estado ecológico del río Cinca se utilizó el índice IBMWP. Este es el adoptado como métrica de seguimiento biológico por la Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE) y el Ministerio de Medio Ambiente para cumplir con las exigencias de la Directiva 2000/60/CE de la Unión Europea (Directiva Marco del Agua, DMA) que requieren la identificación de los elementos de calidad biológica, parámetros y métricas que permitan establecer el estado ecológico. El IBMWP consiste en un muestreo que incluye todas las familias de macroinvertebrados que habitan en el tramo de estudio.

La calificación final de cada punto de muestreo se obtuvo de la suma de la puntuación de todas las familias presentes en dicho punto, ya que a cada familia se le adjudica una puntuación en función de la tolerancia que tengan a las aguas de menor calidad. Posteriormente, se adaptó el valor del IBMWP en función del ecotipo de río al que pertenece cada tramo del río Cinca. También se determinó la diversidad de Shannon-Weaver (1963), la riqueza taxonómica de Margalef (1995), la equidad de Pielou (1975) y la estrategia trófica de cada familia de macroinvertebrado según TACHET y cols. (2000).

Además, se calculó la abundancia de EPT (*Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Trichoptera*) y la abundancia de *Chironomidae* y *Oligochaeta*. El grupo EPT (con puntuaciones IBMWP en torno a 10) está considerado como un buen indicador de contaminación y de las alteraciones del hábitat (SEGNINI, 2003;

ALBA-TERCEDOR y cols., 2005; TORRALBA BURRIAL y OCHARAN, 2007; KORTE y cols., 2010). Por contra, tanto los quironómidos como los oligoquetos son, en general, grupos muy tolerantes a la contaminación por materia orgánica (ALONSO y CAMARGO, 2005) y en el índice IBMWP se les otorga un valor de 2 y 1, respectivamente.

Metodología estadística

Todos los análisis estadísticos se realizaron con el programa estadístico R (versión R 2.12.2) y los paquetes R Commander y ade4. Se realizó un test Shapiro-Wilk y un test de Levene para contrastar, respectivamente, la normalidad y la homogeneidad de varianzas de las variables incluidas en el estudio: conductividad, oxígeno disuelto, pH, temperatura, clorofila *a*, abundancia, índice IBMWP, diversidad de Shannon, riqueza taxonómica y equidad de Pielou. Se realizó un test ANOVA para evaluar la diferencia de las medias en función de los factores *estación* y *punto de muestreo*. Además, se llevó a cabo una comparación por pares mediante el test *t* para muestras relacionadas con el objetivo de determinar posibles agrupaciones entre las categorías de cada factor.

Finalmente, para analizar la composición y estructura de la comunidad de macroinvertebrados en las muestras, se realizó un análisis de componentes principales (PCA). Para llevar a cabo este análisis, previamente se centró la matriz de abundancia de familias por muestra y familia.

RESULTADOS

Caudal y parámetros fisicoquímicos

Al comparar el promedio de caudal del río Cinca en 2013 con los dos años anteriores para cada una de las tres estaciones de aforo de las que se disponían datos (Escalona, Mediano y El Grado), quedó reflejado un caudal notoriamente mayor en 2013 frente a los dos años anteriores (fig. 5). Y puesto que el estudio se realizó en el periodo de 2013, se analizaron con mayor detalle los datos de caudal promedio en este periodo (fig. 6). En este segundo gráfico se puede ver cómo el caudal a su paso por los dos grandes embalses, Mediano y El Grado, fue similar durante todo el año, registrándose una mayor diferencia entre ambos en otoño. En líneas generales, se pudo

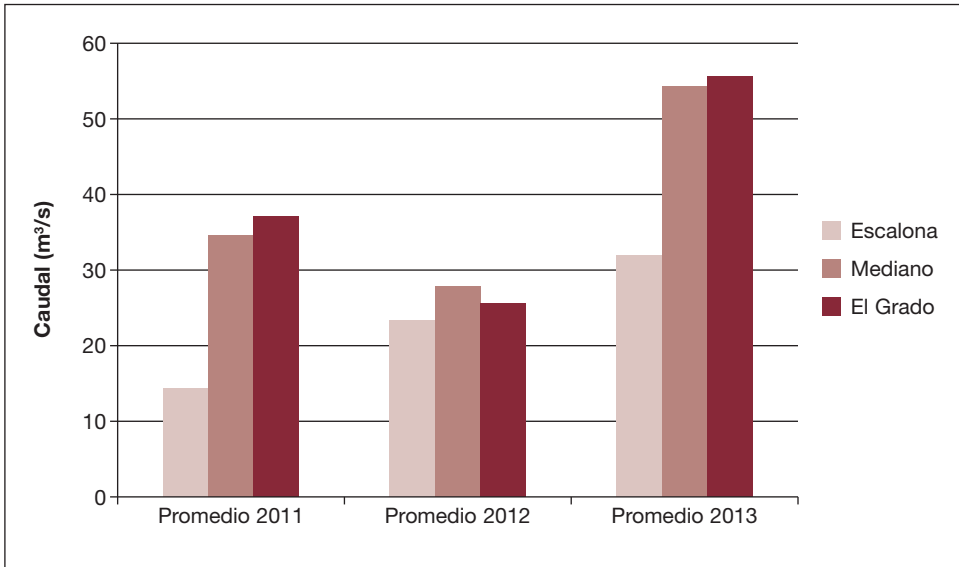


Fig. 5. Caudal promedio por año y estación de aforo.

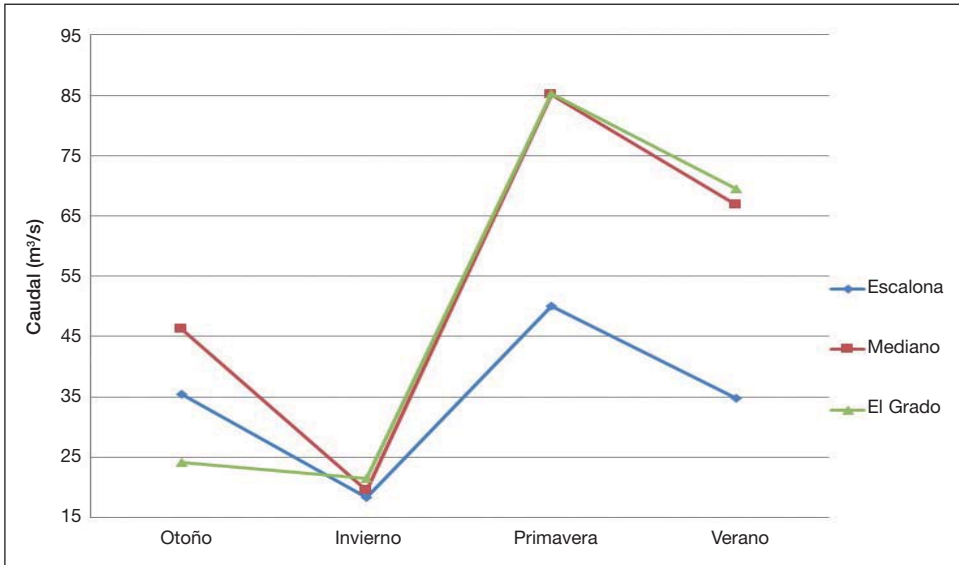


Fig. 6. Caudal medio medido durante el periodo de estudio (año 2013) en las diferentes estaciones de aforo para cada estación del año.

Elaboración a partir de datos del SAIH (Sistema Automático de Información Hidrológica) de la Confederación Hidrográfica del Ebro.

observar un caudal mínimo en invierno y máximo en primavera, tal y como cabría esperar del régimen natural del río. Sin embargo, el caudal de verano fue menor que el de otoño, al contrario de lo esperable por la dinámica estacional del río.

El resto de parámetros fisicoquímicos se han recogido en la tabla II, que da una visión general y simplificada de la comparación de los datos obtenidos en los diferentes puntos de muestreo a lo largo de todo el año.

Tabla II. Valor medio de los parámetros fisicoquímicos observado en los seis puntos de muestreo del río Cinca a lo largo del año.

<i>Estación</i>	<i>Punto de muestreo</i>	<i>Temp. (°C)</i>	<i>Conductividad (µs/cm)</i>	<i>O₂ disuelto (mg/l)</i>	<i>pH</i>
Otoño	C.1 Parador	5,9	202	12,5	
	C.2 Pineta	8,0	291	12,4	
	C.3 Salinas	8,3	298	11,9	
	C.4 Laspuña	7,3	257	12,7	
	C.5 Mediano	10,6	266	11,3	
	C.6 El Grado	13,9	522	10,0	
Invierno	C.1 Parador	7,0	201	10,2	8,3
	C.2 Pineta	7,4	163	10,5	8,3
	C.3 Salinas	7,5	178	10,5	8,2
	C.4 Laspuña	8,6	402	10,6	8,6
	C.5 Mediano	7,1	330	11,6	8,3
	C.6 El Grado	8,6	301	11,8	8,3
Primavera	C.1 Parador	5,9	179	10,6	8,7
	C.2 Pineta	8,9	255	10,6	8,7
	C.3 Salinas	10,1	261	10,1	8,7
	C.4 Laspuña	8,4	201	11,0	8,7
	C.5 Mediano	12,0	292	10,4	8,5
	C.6 El Grado	12,0	341	10,2	8,5
Verano	C.1 Parador	10,8	105	9,4	8,1
	C.2 Pineta	15,0	254	9,4	8,8
	C.3 Salinas	16,0	256	9,3	8,9
	C.4 Laspuña	13,6	190	9,8	8,5
	C.5 Mediano	24,0	268	8,8	8,8
	C.6 El Grado	21,7	436	7,7	8,0

La temperatura en el río Cinca tuvo un rango entre 10 °C y 24 °C en verano, con mayores oscilaciones en los embalse de Mediano y El Grado, y de 6 °C a 14 °C el resto del año. En el análisis estadístico efectuado, se comprobó que existían diferencias significativas de temperatura entre las diferentes estaciones del año ($p < 0,001$), siendo en verano cuando mayor temperatura se registró (fig. 7). Además, la tendencia general de este parámetro fue a ir aumentando conforme se descendía en el río; así, se observaron diferencias significativas entre puntos de muestreo ($p < 0,001$) siguiendo un patrón altitudinal (fig. 8).

La conductividad en el tramo estudiado osciló entre 100 y 520 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a lo largo del año, sin que se observasen diferencias significativas entre las diferentes estaciones. En el embalse de El Grado esta variable se mantuvo todo el año entre 300 y 520 $\mu\text{S}/\text{cm}$, y fue más elevada en otoño. Se observó

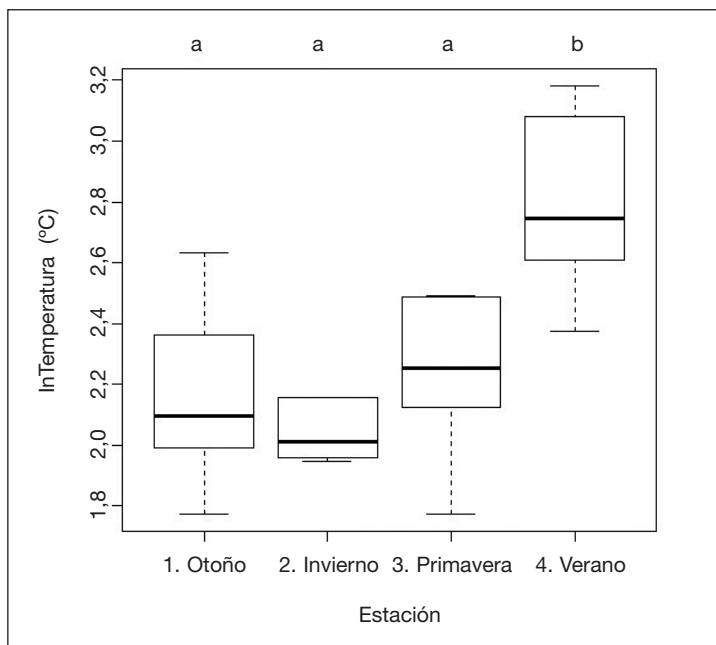


Fig. 7. Diagramas de caja de la temperatura en las diferentes estaciones del año. Datos transformados a logaritmo neperiano. Test ANOVA ($F = 30,11$; g. l. = 3; $p = 1,36 \times 10^{-6}$). La comparación por pares mediante el test t para muestras relacionadas queda representada en el gráfico mediante letras.

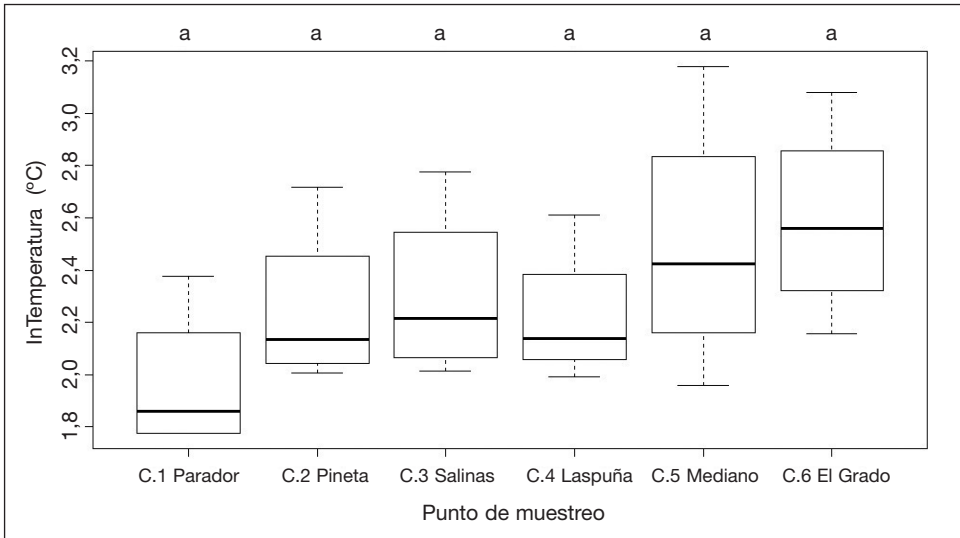


Fig. 8. Diagramas de caja de la temperatura en los diferentes puntos de muestreo. Datos transformados a logaritmo neperiano. Test ANOVA ($F = 8,76$; g. l. = 5; $p = 0,00047$).

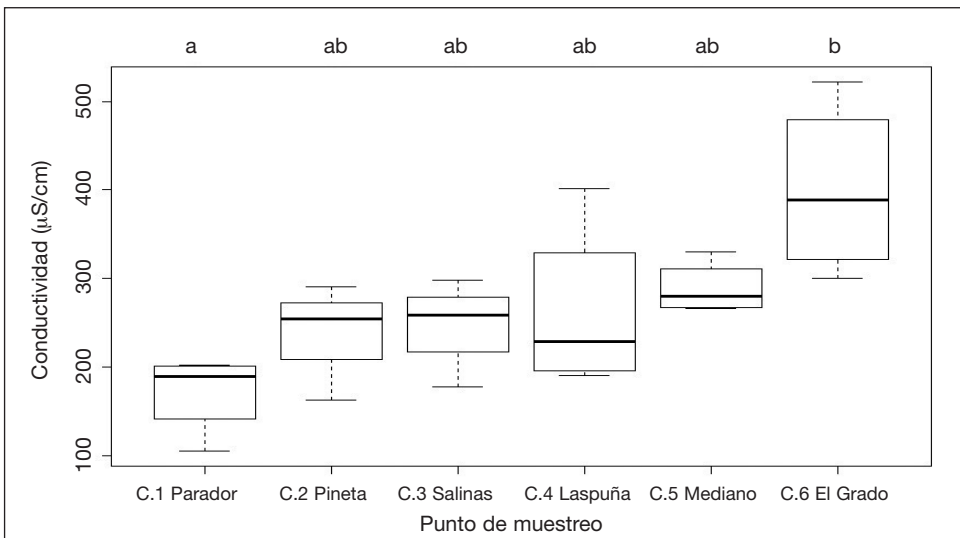


Fig. 9. Diagramas de caja de la variable conductividad para los diferentes puntos de muestreo. Test ANOVA ($F = 4,73$; g. l. = 5; $p = 0,00858$).

La comparación por pares mediante el test t para muestras relacionadas queda representada en el gráfico mediante letras.

un aumento de la conductividad río abajo que se tradujo en diferencias significativas entre los diferentes puntos de muestreo ($p < 0,01$; fig. 9).

La alta variabilidad de la concentración de oxígeno no permitió detectar diferencias significativas entre puntos de muestreo a pesar de que la concentración disminuyó en los dos últimos puntos correspondientes al embalse de Mediano y El Grado. Por el contrario, sí se observaron diferencias significativas entre estaciones del año ($p < 0,001$). La relación inversa entre el oxígeno disuelto y la temperatura se observó claramente a lo largo del ciclo anual: a mayor temperatura, menor contenido en oxígeno. Por ello, la estación del año que registró menor concentración de oxígeno en agua fue el verano (fig. 10).

El pH en el río Cinca tomó valores en torno a 8-8,9, sin variaciones significativas a lo largo del espacio ni del tiempo.

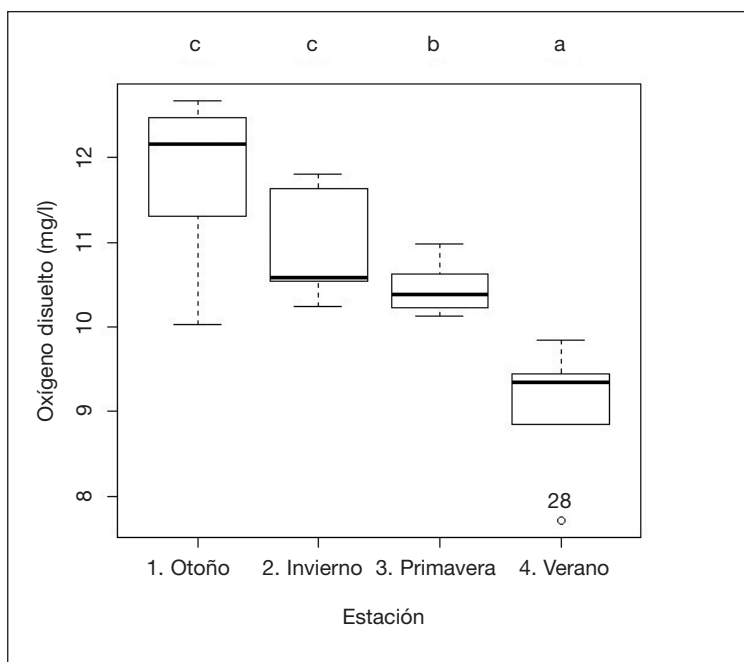


Fig. 10. Diagramas de caja de la variable oxígeno disuelto en las diferentes estaciones del año. Test ANOVA ($F = 14,85$; g. l. = 3; $p = 2,56 \cdot 10^{-5}$).

La comparación por pares mediante el test t para muestras relacionadas queda representada en el gráfico mediante letras.

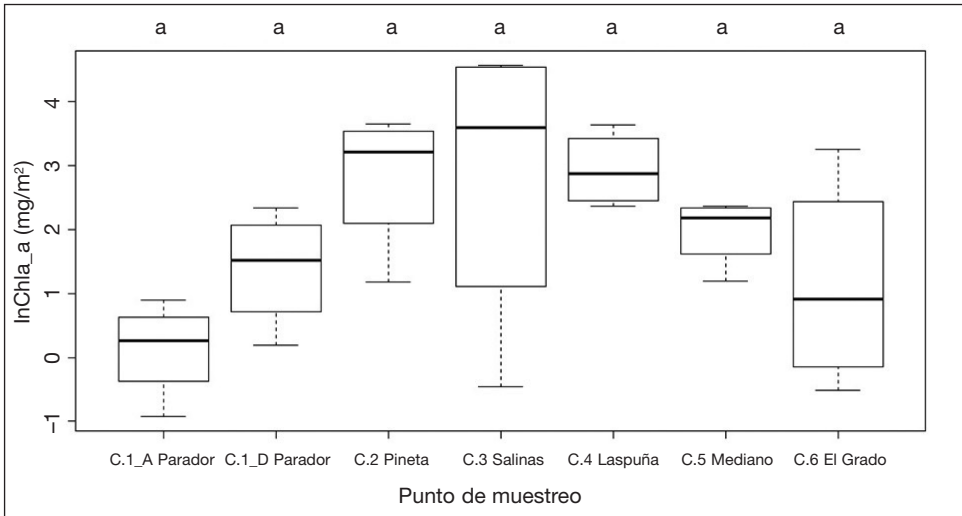


Fig. 11. Diagramas de caja de la clorofila *a* en los diferentes puntos de muestreo. Datos transformados a logaritmo neperiano. Test ANOVA ($F = 2,99$; g. l. = 6; $p = 0,033$). La comparación por pares mediante el test *t* para muestras relacionadas queda representada en el gráfico mediante letras.

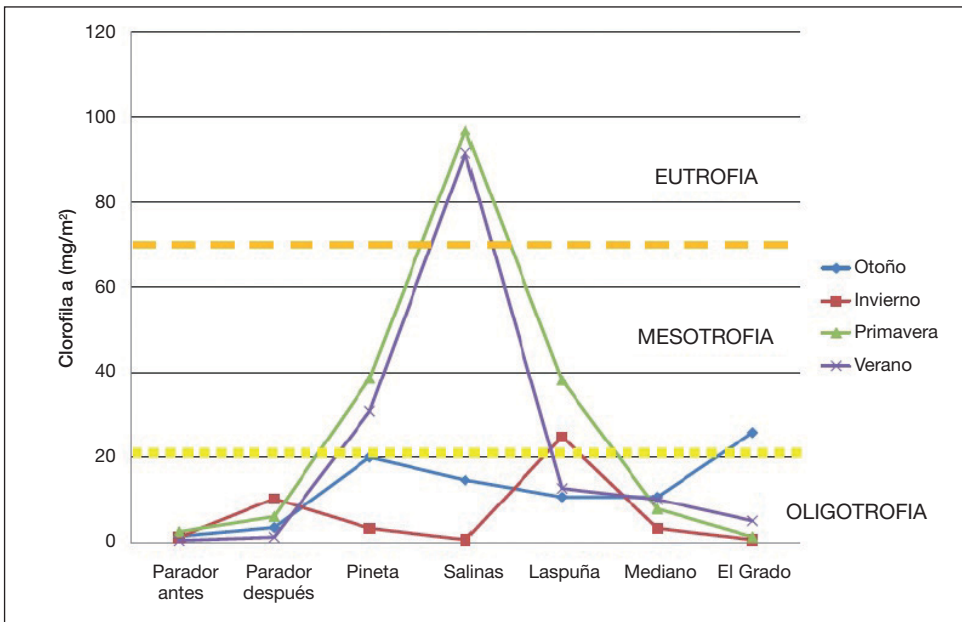


Fig. 12. Clorofila *a* en las distintas estaciones del año (2012-2013) y puntos de muestreo.

Estado trófico del río según la cantidad de clorofila bentónica

La concentración de clorofila *a* sí mostró diferencias significativas entre los diferentes puntos de muestreo (fig. 11). Se produjo un aumento de la misma en el tramo central del río ($p < 0,05$).

De acuerdo con la clasificación de DODDS y cols. (1998) se elaboró un gráfico (fig. 12) de la situación del río Cinca en cuanto a la concentración de clorofila *a* en las cuatro estaciones del año durante el periodo estudiado. Se observa claramente un pico de concentración de clorofila en el tramo central del río (C.3 Salinas) durante la primavera y verano, aunque la alta variabilidad de esta variable no permitió detectar diferencias significativas entre estaciones.

Índices biológicos

IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party)

El índice biótico IBMWP obtuvo unos valores más altos en los puntos de Pineta y Laspuña (fig. 13), en los que en al menos dos de los cuatro muestreos se registraron valores superiores a 100, lo cual indica un estado

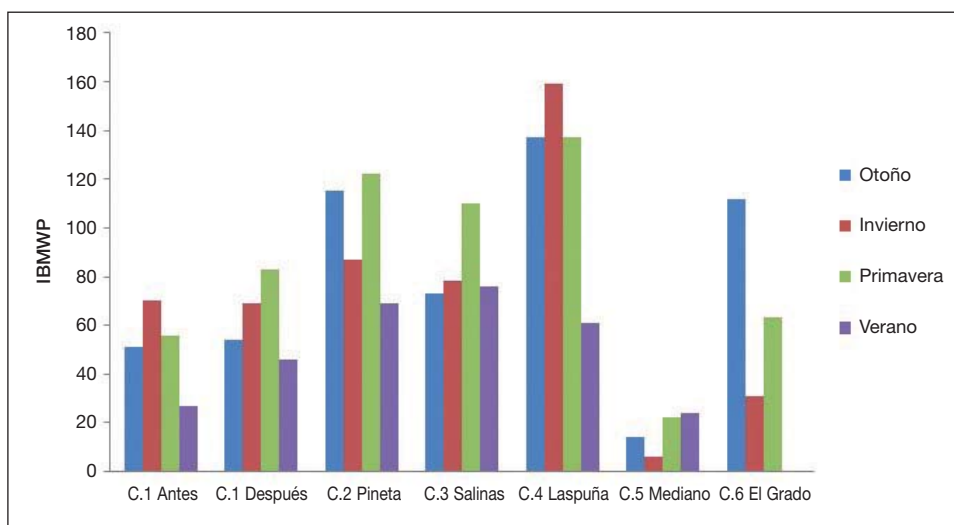


Fig. 13. Índice IBMWP en los distintos puntos de muestreo y estaciones del año en el río Cinca.

ecológico de las aguas *Muy bueno*. Por el contrario, la peor calidad se obtuvo en el embalse de Mediano, con los valores más bajos de IBMWP (entre 6 y 22), y en El Grado durante la estación de verano, en que el índice obtuvo valor 0 debido a que en el muestreo no se recolectó ningún individuo.

Se observaron diferencias significativas estacionales ($p < 0,05$) en cuanto al valor obtenido del índice IBMWP (fig. 14). Fue en verano cuando se obtuvieron los valores de IBMWP menores y la primavera registró los valores de calidad ecológica. También se dieron diferencias significativas entre puntos de muestreo (fig. 15; $p < 0,001$). Los dos puntos de muestreo con mayores diferencias según el test t son Laspuña y Mediano, que corresponden a los puntos que mayor y menor puntuación de calidad ecológica obtuvieron respectivamente. La tendencia del índice IBMWP

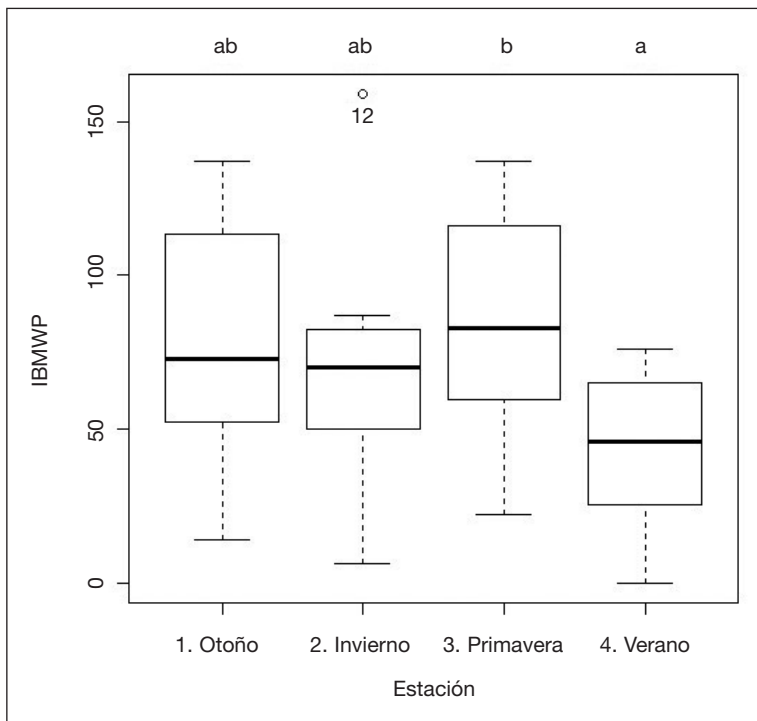


Fig. 14. Diagramas de caja del índice IBMWP en las diferentes estaciones del año.

Test ANOVA ($F = 4,31$ g. l. = 3; $p = 0,019$). La comparación por pares mediante el test t para muestras relacionadas queda representada en el gráfico mediante letras.

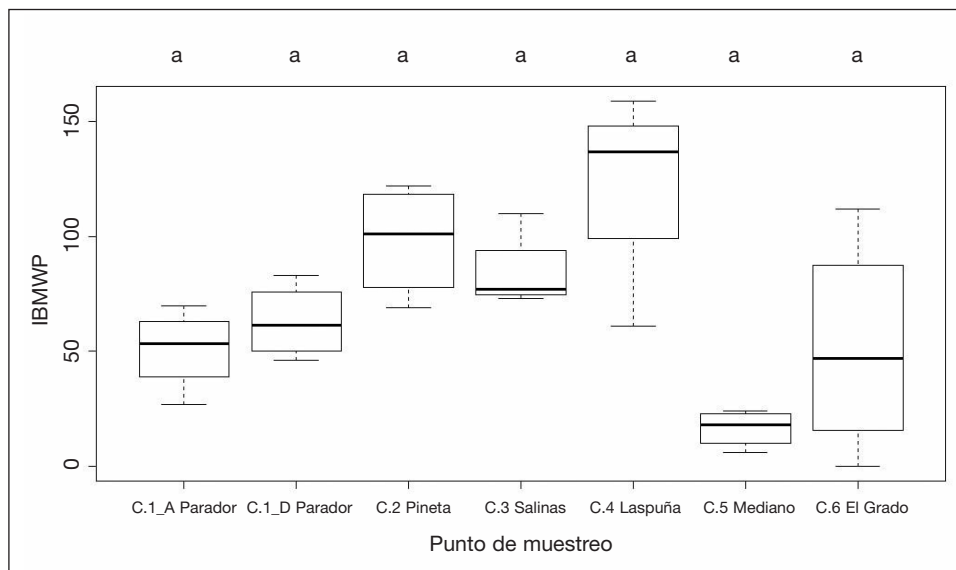


Fig. 15. Diagramas de caja del índice IBMWP en los diferentes puntos de muestreo. Test ANOVA ($F = 9,02$; g. l. = 6; $p = 0,00047$). La comparación por pares mediante el test t para muestras relacionadas queda representada en el gráfico mediante letras.

fue a ir aumentando desde la cabecera hasta Laspuña. A partir de este punto y hasta el embalse de Mediano, el índice IBMWP cae a los valores mínimos recuperándose levemente tras El Grado, en mayor o menor medida en función de la estación del año.

Diversidad de Shannon-Weaver

En la figura 16 se observan las diferencias significativas existentes entre las diferentes estaciones del año ($p < 0,05$), de las que el verano fue la de menor diversidad en el río Cinca. Además, aunque los estadísticos no mostraron diferencias importantes entre los puntos de muestreo, se puede añadir que la mayor diversidad de familias se encontró en Laspuña durante invierno y primavera, seguidos de la diversidad en El Grado en otoño. Y que la diversidad en el punto C.1 al analizarla en su conjunto (C.1, antes y después de la tubería del Parador) obtuvo una elevada diversidad también (sobre todo en primavera), similar a los puntos de Laspuña y El Grado (datos no mostrados).

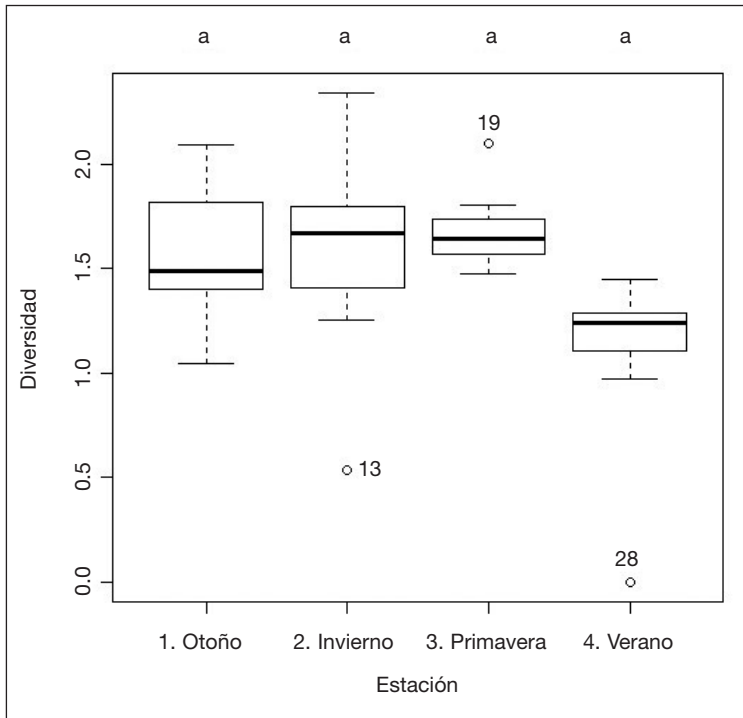


Fig. 16. Diagrama de caja del índice de diversidad de Shannon-Weaver en las diferentes estaciones del año. Test ANOVA ($F = 3,28$; g. l. = 3; $p = 0,045$). La comparación por pares mediante el test t para muestras relacionadas queda representada en el gráfico mediante letras.

Riqueza taxonómica

Los resultados estadísticos mostraron diferencias significativas entre estaciones del año ($p < 0,05$), y la mayor diferencia de riqueza taxonómica se dio entre primavera y verano (fig. 17), aunque las diferencias también fueron significativas entre puntos de muestreo ($p < 0,001$). La figura 18 muestra que los que tienen una mayor riqueza son los puntos situados en el tramo medio: Pineta, Salinas y Laspuña.

Equidad de Pielou

El punto del río Cinca que presenta mayor equidad es Mediano (valores de 0,9 tanto en otoño como en primavera). Por ello, este es el punto donde

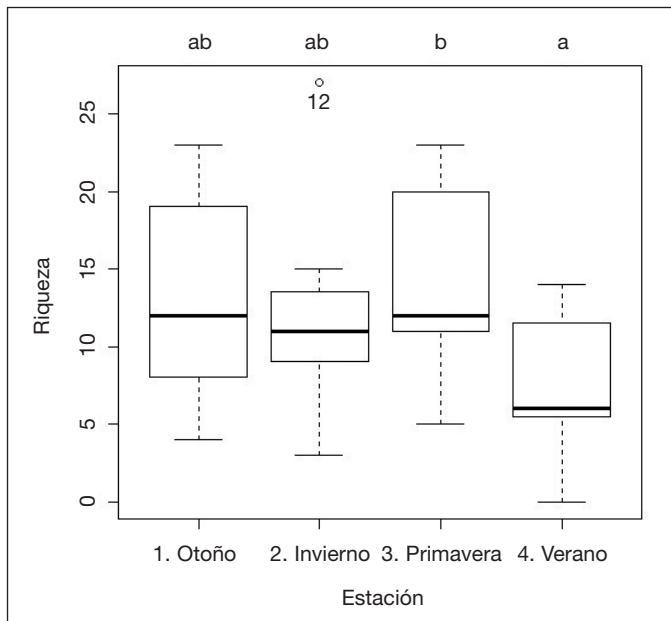


Fig. 17. Diagramas de caja de la riqueza taxonómica en las diferentes estaciones del año. Test ANOVA ($F = 4,25$; $g. l. = 3$; $p = 0,019$). La comparación por pares mediante el test t para muestras relacionadas queda representada en el gráfico mediante letras.

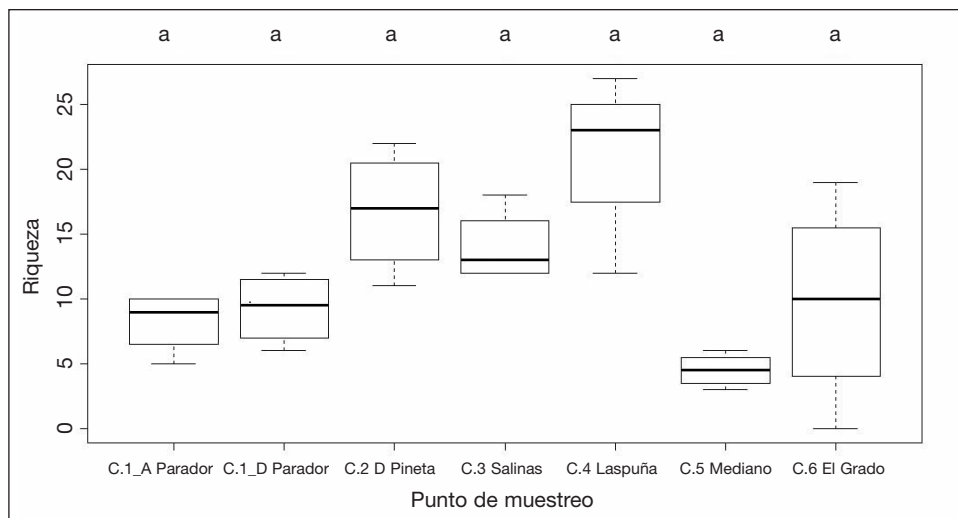


Fig. 18. Diagramas de caja de la riqueza taxonómica en los diferentes puntos de muestreo. Test ANOVA ($F = 8,87$; $g. l. = 6$; $p = 0,00014$). La comparación por pares mediante el test t para muestras relacionadas queda representada en el gráfico mediante letras.

la abundancia de cada familia de macroinvertebrados fue más equitativa. No se observaron diferencias significativas en el tiempo ni en el espacio para este índice.

Descripción general de la comunidad de macroinvertebrados: abundancia, composición y estructura

Se analizó la abundancia de igual forma que los índices biológicos anteriores y se obtuvieron diferencias significativas entre los puntos de muestreo, encontrando mayor abundancia de individuos en el tramo central del río. Los resultados indican un mayor número de individuos recolectados en el punto de Pineta (fig. 19; $p < 0,01$) y el menor en el embalse de Mediano. No se observaron diferencias estacionales de la abundancia.

El número total de individuos recolectados a lo largo de 2013 en los cuatro muestreos fue de 16 443 individuos, agrupados en 3 *Phylum* (*Annelida*, *Mollusca* y *Arthropoda*), 12 órdenes y 51 familias distintas. Los órdenes con mayor riqueza son *Trichoptera* (11 familias) y *Diptera* (10 familias),

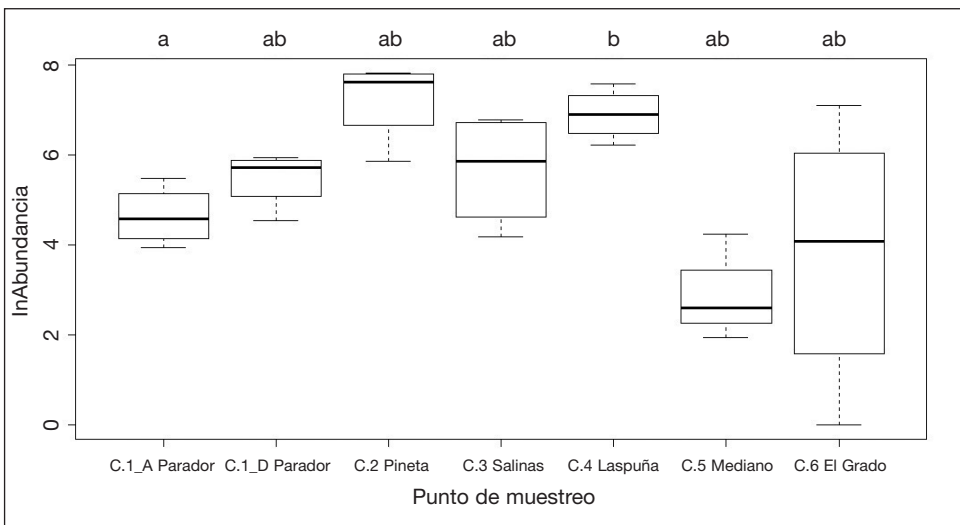


Fig. 19. Diagrama de caja del parámetro de abundancia en los diferentes puntos de muestreo. Datos transformados a logaritmo neperiano. Test ANOVA ($F = 5,38$; g. l. = 6; $p = 0,002$). La comparación por pares mediante el test t para muestras relacionadas queda representada en el gráfico mediante letras.

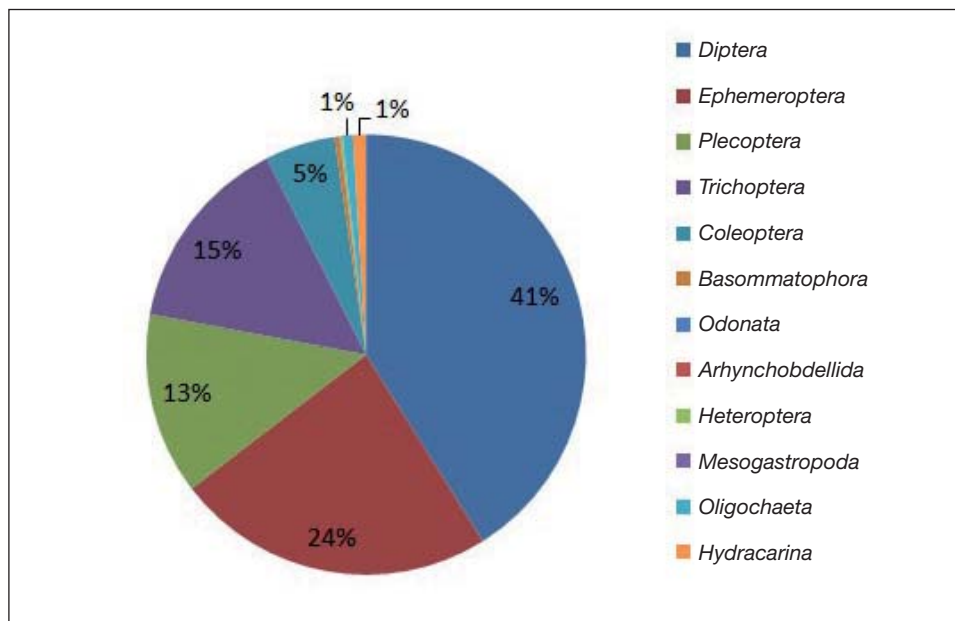


Fig. 20. Abundancia de los órdenes de macroinvertebrados recolectados a lo largo de todo el año en el río Cinca. Los órdenes *Basommatophora*, *Odonata*, *Arhynchobdellida*, *Heteroptera* y *Mesogastropoda* representan menos del 1% del total.

seguidos de *Ephemeroptera* y *Coleoptera* (ambos, 8 familias), *Plecoptera* (5 familias) y *Basommatophora* (4 familias). El resto de órdenes tan solo están representados por una familia en el tramo de río estudiado. El orden *Diptera* es el más abundante: representa el 41% del total de individuos recolectados (fig. 20).

Para ver cómo se distribuyen las familias en los diferentes puntos de muestreo y en cada estación del año, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) (fig. 21), que ha sido modificado para que los resultados fuesen más visuales y para permitir ver todas las familias de macroinvertebrados que contiene, ya que algunas de ellas se encontraban superpuestas y ello impedía su lectura. Dichas familias han sido nombradas al pie de la figura para conocer el lugar exacto que ocupan en el gráfico.

Los dos primeros ejes del gráfico explican el 45% de la varianza. El primer eje explica el 30,9% de la varianza. Este primer eje muestra una distribución de las muestras según la época del año, estando la mayoría de

muestras de invierno y verano en la parte positiva del eje. Y las muestras de otoño y primavera se encuentran en la parte negativa del eje coincidiendo con una mayor presencia de *Chironomidae* y *Simuliidae*. El segundo eje explica el 14,1% de la varianza, y en él se distribuyen los datos de los puntos de muestreo en función de su situación a lo largo del río. En la parte positiva del eje se encuentra la mayoría de los puntos de muestreo pertenecientes a los tramos medio y bajo del río. Además, en la parte positiva de este eje están situadas, entre otras, las familias *Hydropsychidae*, *Elmidae*, *Simuliidae*, *Oligochaeta*, *Ephemereleididae* y *Chloroperlidae*. Las familias *Neumoridae* y

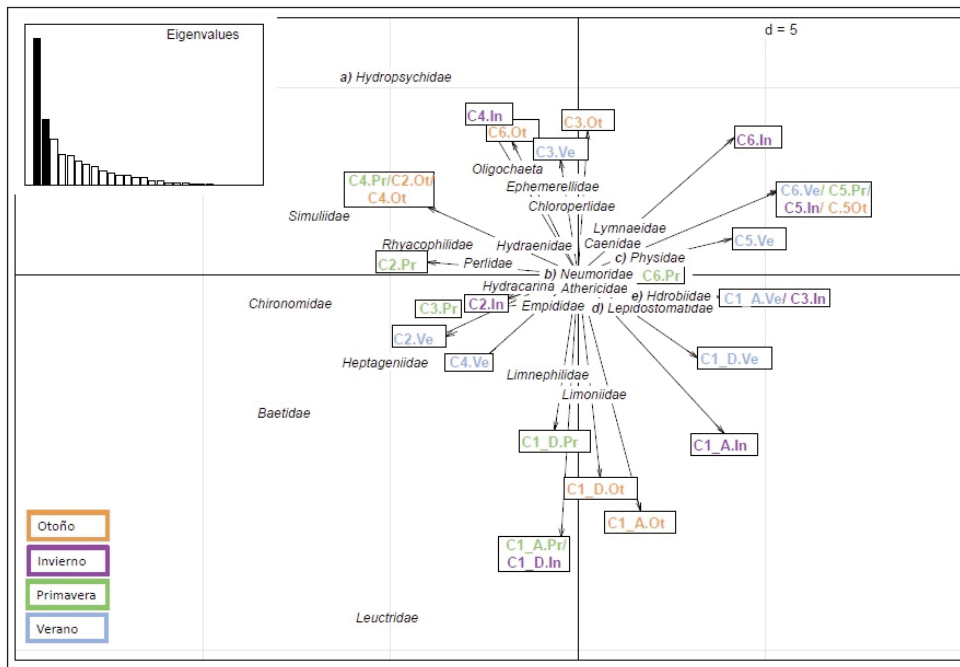


Fig. 21. Análisis de componentes principales (PCA) de la abundancia de familias en relación con los puntos de muestreo y las estaciones del año. Se ha modificado la gráfica para facilitar la lectura, ya que las familias que se citan a continuación estaban superpuestas con las que aparecen en el gráfico con la misma letra: a) *Elmidae*; b) *Perlodidae*; c) *Philopotamidae*, *Ceratopogonidae*, *Tabanidae*, *Dystiscidae*, *Stratiomyidae*, *Corixidae*; d) *Tipulidae*, *Hygrobiiidae*; e) *Hirudinidae*, *Planorbidae*, *Sericostomatidae*, *Leptoceridae*, *Ancycidae*, *Hydroptilidae*, *Polycentropodidae*, *Psychomiidae*, *Gomphidae*, *Polymitarcidae*, *Leptohbleiidae*, *Curculionidae*, *Brachycentridae*, *Blephariceridae*, *Hydrophilidae*, *Gyrinidae*, *Scirtidae*, *Siphonuridae*. Valores propios (eje 1 = 8,659; eje 2 = 3,933).

Perlodidae se encuentran justo en el centro del eje. Y en la parte negativa predominan las familias *Leuctridae*, *Baetidae*, *Limonidae*, *Limnephilidae*, *Heptageniidae* y *Chironomidae*, en coincidencia con los puntos de muestreo situados en la cabecera del río (incluyendo la totalidad de muestras del punto C.1 en el Parador Nacional de Bielsa).

Para obtener una mayor información de la situación en la que se encuentra el río Cinca en cuanto a composición taxonómica, se calculó la abundancia de EPT (*Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Trichoptera*) y la abundancia de *Chironomidae* y *Oligochaeta* en porcentaje (fig. 22). Los resultados muestran que taxones EPT tienden a disminuir desde la cabecera del río Cinca hasta el tramo final de muestreo, con ciertos tramos en los que se produce una recuperación de este grupo, como ocurre en C.3 Salinas.

Los oligoquetos no son muy abundantes en las muestras y tan solo resulta significativo el alto porcentaje encontrado en C.5 Mediano, durante el otoño. Por otra parte, los quironómidos muestran tendencia a aumentar río abajo salvo en primavera, donde fueron más abundantes en el tramo central.

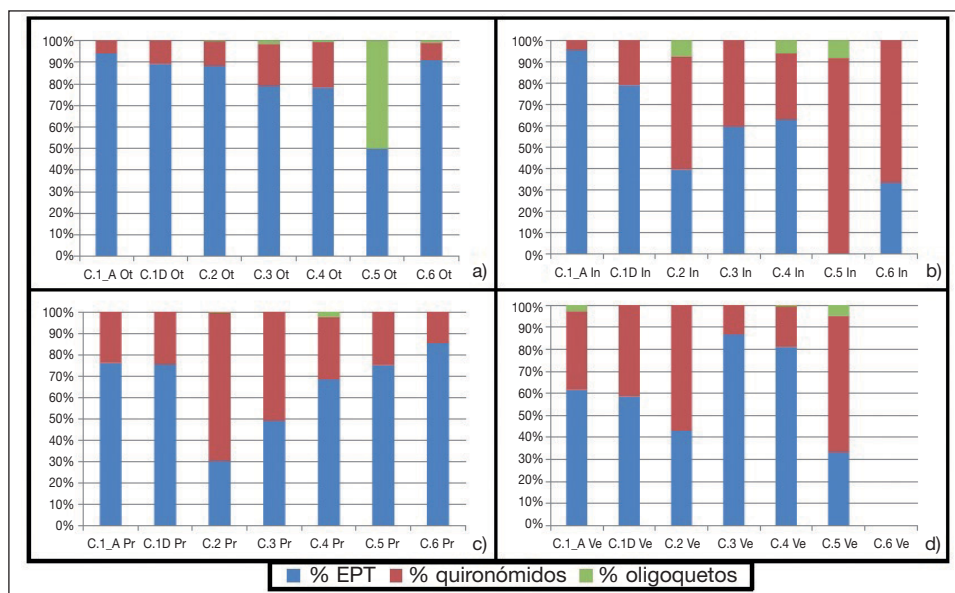


Fig. 22. Porcentaje de familias pertenecientes a los grupos *Ephemeroptera*, *Plecoptera* y *Trichoptera* (EPT), quironómidos y oligoquetos en cada punto de muestreo y su evolución a lo largo del año: a) otoño, b) invierno, c) primavera, d) verano en el río Cinca.

La integridad biótica es afectada por diferentes variables externas e internas, y precisamente para comprobar cómo afectan estas variables a la comunidad de macroinvertebrados se estudiaron diferentes *traits* (o características) de esta para poder relacionarlos con su evolución espacio-temporal. Entre otros, se analizó el porcentaje de familias asociadas a las diferentes estrategias tróficas, consideradas según lo descrito por TACHET y cols. (2000).

En el análisis del rasgo ecológico de la estrategia trófica (fig. 23), para su clasificación se tuvo en cuenta la existencia de tres tipos de organismos: los herbívoros (trituradores, filtradores y raspadores), los carnívoros (depredadores masticadores o depredadores perforadores-succionadores) y los detritívoros (fragmentadores de partículas de más de 1 milímetro, filtradores o recolectores de partículas menores de 1 milímetro) según la clasificación

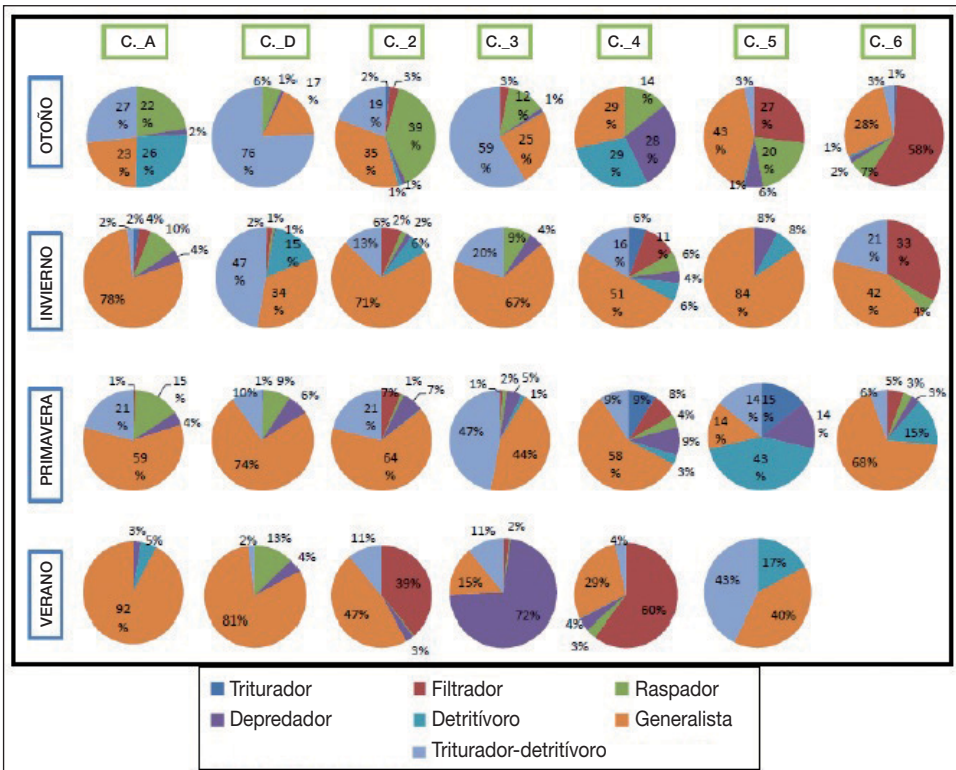


Fig. 23. Porcentaje de individuos con las diferentes estrategias tróficas en cada punto de muestreo del río Cinca y su evolución en las diferentes estaciones a lo largo del año.

hecha por HANSON y cols. (2010). A las familias que disponían de tres o más estrategias tróficas se las integró en el grupo *generalistas*.

En el tramo alto del río Cinca (desde el punto C.1 hasta el punto C.3) predominan las familias de trituradores-detritívoros, seguida de los detritívoros y los raspadores (que se alimentan de perifiton y microbios adheridos a las rocas u otros sustratos). En los tramos alto y medio hay un mayor número de raspadores que en el tramo bajo del río. El tramo final de estudio, correspondiente a los puntos situados aguas abajo de los dos grandes embalses, Mediano y El Grado (puntos C.5 y C.6, respectivamente), se caracteriza por un aumento de familias con estrategias filtradoras (sobre todo en C.6). Aunque también siguen estando presentes los trituradores-detritívoros, los detritívoros y en menor medida los raspadores. Los depredadores se mantienen de manera constante durante todo el tramo.

Esta es la situación que se dio en el río Cinca sin tener en cuenta a las familias generalistas, que son las predominantes en la mayor parte del tramo debido a que dentro de cada familia, en muchas ocasiones, existen géneros con diferentes estrategias tróficas. Pero, además de un diagnóstico longitudinal del río, se puede señalar el aumento de las familias filtradoras en verano respecto al resto de estaciones del año. También cabe destacar que en verano, en el punto C.3 Salinas, hubo un predominio claro de estrategia trófica depredadora y que en el punto C.6 no fue recolectado ningún individuo.

DISCUSIÓN

El gradiente climático, unido a la litología, al manejo de la cuenca y su mayor o menor cobertura de vegetación, son los factores claves que determinan el estado ecológico de los ecosistemas acuáticos en condiciones naturales (el estado ecológico de referencia). Estos factores han sido profundamente alterados en España desde hace siglos, por lo que es difícil hoy en día encontrar un ecosistema acuático sin ningún tipo de alteración por parte del hombre (PRAT, 1999). El río Cinca, como se ha podido ver a lo largo de este artículo, no es una excepción ya que, entre otros impactos, se encuentra regulado por sistemas de embalses múltiples (LÓPEZ MORENO y GARCÍA-RUIZ, 2003).

Caudal y parámetros fisicoquímicos

Una de las causas de la disminución de las comunidades acuáticas es la alteración del patrón hidrológico. Las fluctuaciones inducidas por cambios en el régimen de caudal pueden modificar la composición de las especies, sus ciclos de vida y la abundancia de las poblaciones (TORRALVA y cols., 1996; BONADA y cols., 2000; GIL QUÍLEZ y cols., 2001; OSCOZ y cols., 2007). Por ello, el régimen hidrológico es un factor indispensable a la hora de evaluar el estado ecológico de un río. El caudal medio del río Cinca durante el periodo estudiado (noviembre de 2012 a julio de 2013) fue notablemente mayor que en el mismo periodo de los dos años anteriores.

Según CHE (2002*b*), el río Cinca sigue un patrón pluvionival. Del análisis hídrico del año 2013 (año correspondiente a este estudio) se deduce que sigue este régimen con alguna excepción, dado que los máximos se registraron en primavera (tras la fusión de las nieves) y los mínimos en invierno, pero no en verano. La razón es que dos de las tres estaciones de aforo de las que se obtuvieron los datos de caudal corresponden con las de muestreo en Mediano y El Grado. En verano queda reflejado un caudal mayor que en otoño, cuando lo esperable (según el régimen natural del río) sería que ocurriese lo contrario. Esta situación artificial garantiza la campaña de riego a los agricultores durante los meses más cálidos y secos. Además, esta alteración también se ve reflejada en la manera tan similar en que oscilan los caudales de Mediano y El Grado durante todo el año debido a que solo los separan 2,5 kilómetros (CHE, 2008). Esta cercanía no permite que el río retome el equilibrio hidromorfológico en este tramo.

La temperatura en los cursos fluviales varía diaria y estacionalmente, pero también con la profundidad y el movimiento de las masas de agua. La temperatura afecta a parámetros fisicoquímicos como el oxígeno disuelto, la conductividad y la concentración de nutrientes, y puede ser limitante en la distribución de algunas especies. La regulación de los ríos mediante la construcción de embalses y la detracción de caudales, constituye un factor importante de alteración del régimen natural de temperaturas (CHE, 2002*b*). En el caso del río Cinca, la temperatura varió estacionalmente según lo esperable, pues los registros de las temperaturas más altas se dieron en verano y las temperaturas más bajas en invierno. Además, la tendencia de este parámetro fue a ir subiendo conforme desciende el río. En la zona

de cabecera se dieron las temperaturas más bajas de cada estación. Esto es lógico, ya que está a mayor altitud (1283 msnm) y en los dos primeros puntos muestreados el valle es muy cerrado y el río queda expuesto al sol muy pocas horas al día. Sin contar con que solo existe algún núcleo de población aislado en la zona. Conforme descendemos en el río se va abriendo el valle, incidiendo la luz solar más horas en la masa de agua y elevando su temperatura. Además, crece el número de poblaciones e industrias que vierten al río.

La conductividad expresa de forma global el grado de mineralización del agua, que depende de las características geológicas de la cuenca, así como de los usos y actividades contaminantes (CHE, 2002*b*). En el caso del río Cinca, la tendencia de este parámetro fue clara, ya que se apreció un aumento progresivo aguas abajo debido al arrastre de sales de los distintos tipos de terreno que atraviesa el río, pero también a los aportes externos como los vertidos industriales, urbanos o agrícolas que va recogiendo a lo largo de su recorrido. No hubo diferencias significativas en cuanto a su evolución temporal a lo largo del año.

La concentración de oxígeno disuelto en las aguas de un río depende de la turbulencia, la temperatura, la presión atmosférica, el contenido en sales del agua y de la producción primaria (del plancton y, sobre todo, del fitobentos y de los macrófitos) (CHE, 2002*b*). En el caso del río Cinca, se pudo comprobar que no hubo diferencias significativas entre puntos de muestreo, aunque la evolución de este parámetro fue a ir disminuyendo desde la cabecera hasta los tramos más bajos del río, encontrándose los valores mínimos de este parámetro en El Grado, debido a la situación estanca del agua que impide su aireación. Haciendo referencia al factor estacional para el cual sí se dieron resultados significativos, se debe señalar que las aguas estuvieron más oxigenadas en otoño (donde se encontró el máximo valor de concentración de oxígeno disuelto en Laspuña), y en verano las aguas mostraron los valores más bajos de oxigenación. Esto se debe en parte a la menor solubilidad del oxígeno cuando la temperatura del agua aumenta. Sin embargo, el descenso puede ser también debido al incremento de concentración del material orgánico en descomposición en las aguas debido a una mayor afluencia de personas en esta época del año (*campings*, casas rurales, centros vacacionales como Morillo de Tou o Ligüerre de Cinca, uso recreativo

del río, etcétera) y a un descenso de la dilución producido por el descenso de caudal en verano respecto a la primavera.

En el río Cinca, apenas se experimentaron variaciones de pH a lo largo del año (como ya indicaba que ocurría en CHE, 2002*b*). Su valor osciló entre los 8-8,9 tanto a lo largo del año como entre los diferentes puntos de muestreo.

Estado trófico del río según la cantidad de clorofila bentónica

Las características tróficas y la abundancia y composición de las comunidades acuáticas están determinadas por las concentraciones de nitrógeno y, especialmente, del fósforo y de oxígeno disuelto del agua (CHE, 2002*b*). Tras analizar la concentración de clorofila *a*, se puede decir que, durante el periodo de estudio, el Cinca fue un río mayoritariamente oligotrófico y puntualmente oligo-mesotrófico (dependiendo del tramo). Con mayores concentraciones de clorofila *a* en las estaciones de primavera y verano en el tramo central del río (puntos C.3 y C.4). Situación esperable si se tiene en cuenta que las fuertes fluctuaciones de nivel de agua afectan a las estrategias de colonización del perifiton (CASCO y TOJA, 2003), como ocurre con los embalses de Mediano y El Grado, donde se vio reducida la concentración de clorofila debida a las fluctuaciones de nivel y al carácter lenítico durante algunas épocas del año. En este estudio, la única situación de eutrofia registrada fue en el punto C.3, que corresponde a Salinas, tanto en primavera como en verano.

Análisis de los índices de calidad y diversidad de las aguas

Tras analizar la evolución que siguieron los índices biológicos estudiados (IBMWP, diversidad, riqueza taxonómica y equidad) se puede decir que tanto el IBMWP como la riqueza taxonómica variaron espacialmente, es decir, entre puntos de muestreo, aunque también temporalmente, entre estaciones. Sin embargo, la diversidad estuvo más influenciada por el factor temporal en el caso del río Cinca, no habiendo diferencias de diversidad a lo largo del río. Esto es debido a que la riqueza y el IBMWP están determinados por el número de familias presentes en la muestra, y, por lo tanto,

el IBMWP está muy relacionado con la riqueza taxonómica (ÁLVAREZ-CABRIA, 2009). La diversidad, sin embargo, tiene en cuenta el número de individuos, y este número depende más de los cambios ambientales que se producen a lo largo del año. La equidad en los diferentes puntos de muestreo y estaciones del año fue equiparable.

Los puntos centrales del tramo (Pineta y Laspuña) fueron los que obtuvieron un valor más elevado de IBMWP, y, por lo tanto, mejor calidad de sus aguas. En el caso concreto de Laspuña, el IBMWP sobrepasó el valor de 100 en tres de los cuatro muestreos efectuados, otorgándole una calidad de estado ecológico de sus aguas *Muy bueno*. Además, también fue el punto de mayor diversidad y riqueza taxonómica (con hasta 27 familias diferentes recolectadas en invierno). Al contrario ocurre con el punto situado aguas abajo de Mediano, que obtuvo la peor calidad, de estado ecológico *Malo*. Esto se debe a la baja puntuación obtenida en el índice IBMWP en todos los muestreos, ya que es un tramo de río que la mayor parte del año se encuentra anegado por el agua debido a la proximidad del embalse de El Grado. Consecuencia directa de este estado lacustre fue el bajo número de macroinvertebrados recolectados en dicho punto. Además, se observó que en verano siempre empeoró el estado ecológico de todos los puntos muestreados.

La diversidad mostró diferencias significativas entre las diferentes estaciones del año y, por lo tanto, no cumple la dinámica descrita por otros autores como ALBA-TERCEDOR y SÁNCHEZ-ORTEGA (1988), ALBA-TERCEDOR y cols. (2005), que hacen referencia a una disminución de la diversidad río abajo debido a la alteración antrópica. En este caso no se produjeron diferencias significativas entre puntos de muestreo, si no entre estaciones. La diversidad fue menor en verano que en el resto del año.

Abundancia, estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos

La abundancia de macroinvertebrados varió entre los diferentes puntos de muestreo, siendo recolectados una mayor cantidad de individuos en los puntos centrales del tramo estudiado (Pineta, Salinas y Laspuña).

En el PCA, los puntos muestreados en primavera y otoño quedaron posicionados en el lado negativo del primer eje. Durante la primavera y el

otoño el caudal fue elevado (debido al deshielo entre otros factores). Un incremento de caudal de origen natural está relacionado con un incremento de escorrentía en la cuenca y, por lo tanto, un aumento en el río de los materiales orgánicos procedentes del ecosistema terrestre. En estas condiciones, predominaron las familias *Chironomidae* y *Simuliidae*, ambas pertenecientes al orden *Diptera* y que toleran cierta polución orgánica. De hecho, los quironómidos pueden tolerar condiciones de falta casi total de oxígeno. También se encontraba en este lado del eje, la familia *Baetidae* del orden *Ephemeroptera*, que es la más frecuente de todas las efémeras y, aunque existen especies muy sensibles a la contaminación, otras especies de esta familia son tolerantes a unos niveles moderados de contaminación orgánica (OSCOZ, 2012). Estas tres familias viven en zonas de corriente y están adaptadas a este ambiente mediante diversas formas como los simúlidos que se fijan sobre piedras y sustratos mediante una ventosa o como los baétidos que son, en general, buenos nadadores (OSCOZ, 2012). El hecho de que los mayores valores de calidad ecológica (índice IBMWP) en el Cinca apareciesen en primavera, junto con los datos que nos da el PCA, indican que las elevadas puntuaciones obtenidas en dicha época del año se obtuvieron gracias a la contribución del resto de familias situadas en el lado negativo del primer eje, pero más cercanas al origen como *Rhyacophilidae*, *Heptageniidae*, *Perlidae*, consideradas como indicadoras de buena calidad del agua por sus elevados requerimientos ecológicos.

En el lado positivo del primer eje, se situaron la mayoría de puntos muestreados en invierno y verano sin destacar ninguna familia de macroinvertebrado que sea representativa a este lado del eje. Las familias *Hidrobiidae* (orden *Mesogastropoda*) y *Lepidostomatidae* (orden *Trichoptera*), entre otras, se encuentran muy cercanas al origen y, por lo tanto, no tienen una alta correlación con el eje. Aunque entre muchas de estas familias destaca la característica de que habitan en zonas con menor corriente, lo cual es lógico en las estaciones de invierno y verano, donde los caudales disminuyeron (en invierno respecto al otoño, y en verano respecto a la primavera).

Al analizar el segundo eje, se observa claramente que se encuentran agrupados los puntos de muestreo del tramo alto del río Cinca, y concretamente los del primer punto de muestreo (Parador de Bielsa). Junto a ellos destaca la presencia de la familia *Leuctridae*, perteneciente al orden

Plecoptera. La familia *Leuctridae* es la más común entre los plecópteros y suele habitar en zonas de sustrato arenoso o mixto de cantos, gravas y arenas. Y como se alimentan de materia orgánica, son más tolerantes que otros plecópteros cuando esta se ve incrementada (OSCOZ, 2012). La presencia de esta familia en el tramo alto del río puede estar unida al aporte de vertidos de la tubería del Parador Nacional, que incrementa la concentración de materia orgánica en las aguas del Cinca en este punto.

En el lado positivo del segundo eje están situados los puntos de muestreo de los tramos medio y bajo del río Cinca. Representados por las familias *Hydropsychidae* y *Elmidae*, principalmente. Estas dos familias pertenecen a los órdenes *Trichoptera* y *Coleoptera*, respectivamente. La familia *Elmidae* suele estar asociada a zonas donde se acumulan restos vegetales de los que se alimentan y precisan aguas ricas en oxígeno, por lo que se la asocia con cierta calidad en el agua. Por otra parte, encontrar a la familia *Hydropsychidae* (con estrategia filtradora) no es muy significativo puesto que se suele localizar a lo largo de todo el río, y aunque existen algunas especies muy sensibles, por lo general no están considerados como un grupo especialmente indicador de calidad del agua (OSCOZ, 2012). Puesto que el índice IBMWP mostraba cómo el punto C.4 Laspuña obtenía los mejores valores de calidad de sus aguas, si se observa el PCA, se ve cómo todos los muestreos efectuados en este punto se sitúan cercanos a familias con elevadas puntuaciones para este índice como: *Ephemerellidae*, *Chloroperlidae*, *Rhyacophilidae*, *Perlidae* y *Heptageniidae*.

Se puede afirmar que los grupos EPT disminuyen conforme descendemos en el río, como ya indicaban otros autores como GARCÍA DE JALÓN (2008), al contrario de lo que ocurre con los quironómidos, que además, no son un grupo representativo en el río Cinca por su baja abundancia. Esto indica un aumento de la contaminación orgánica río abajo debido a las diferentes alteraciones sufridas a lo largo de su recorrido, debidas tanto a los vertidos de distinta naturaleza como al sistema de embalses en su cuenca.

En cuanto a los rasgos ecológicos estudiados (*traits*), concretamente al que hace referencia a la estrategia trófica que utilizan los macroinvertebrados, se puede decir que de forma general y sin tener en cuenta los grupos generalistas (que tienen más de dos estrategias tróficas) se deduce que en cabecera predominan los trituradores y detritívoros, y en los tramos alto y

medio es más elevado el número de raspadores (sobre todo en otoño). En el tramo final hay más filtradores (principalmente en verano), que se alimentan de partículas en suspensión recolectadas mediante cepillos bucales o redes de seda. Los depredadores se mantienen constantes durante todo el tramo. Se puede decir entonces que se cumple el concepto de *río continuo* que describen VANNOTE y cols. (1980), quienes proponen una distribución de los macroinvertebrados a lo largo del río de manera que aprovechen el máximo de los recursos sostenibles en cada tramo de río y época del año.

CONCLUSIONES

Los embalses existentes en la cuenca del río Cinca modifican su régimen de caudales y su hidrogeomorfología, pues a lo largo del estudio se observó que los caudales en el río eran mayores en verano que en otoño, cuando debería ser al revés si el río siguiese el régimen hidrológico natural. Los efectos producidos por dicha alteración son más notables aguas abajo de los embalses de mayor tamaño, en este caso, de Mediano y El Grado. Estos tramos fluviales han pasado a ser (de manera constante o puntualmente) sistemas lacustres, con características de agua lenítica. Condiciones que han obligado a la fauna acuática a adaptarse o a desaparecer de estos tramos.

En general, el río sigue el patrón esperado en cuanto a parámetros físico-químicos, pero en los embalses de Mediano y El Grado se puede observar claramente la alteración de las características naturales de su curso, en los que se produce un aumento de la temperatura del agua y de la conductividad. Además, los embalses acumulan materia orgánica, produciendo un aumento de la eutrofización aguas abajo que se ve traducida en una disminución de la concentración de oxígeno disuelto en la masa de agua que se acentúa en verano. Este aumento de materia orgánica viene dado tanto por los vertidos de aguas residuales que el río recoge a su paso como por vertidos industriales, agrícolas y ganaderos que van siendo más abundantes cuanto más descendemos en el cauce.

El estado ecológico del río Cinca, en general, fue bueno. Se alternaron épocas de calidad buena o muy buena (como ocurrió en otoño y primavera) con épocas de calidad aceptable o deficiente (invierno y verano). El tramo central obtuvo la mejor calidad (índice IBMWP) del recorrido,

especialmente en Laspuña. Pero también en este tramo se encontraron las dos únicas situaciones de eutrofia detectadas en todo el año, en primavera y verano (en Salinas).

Los índices biológicos, en general, disminuyeron al llegar al punto C.5 Mediano, donde se encontró un estado de degradación del medio mayor. En este punto se obtuvieron los valores más bajos del índice IBMWP y la riqueza taxonómica. En el último punto del tramo estudiado (C.6), situado a una distancia considerable de la presa de El Grado, la tendencia del río fue a recuperarse de los impactos sufridos aguas arriba, ya que los índices de calidad y riqueza aumentan de una forma notoria respecto al punto anterior.

La abundancia de organismos fue más elevada en el tramo medio del río, principalmente en Pineta y Laspuña. Las familias más abundantes de todo el estudio fueron *Chironomidae* (orden *Diptera*) y *Baetidae* (orden *Ephemeroptera*). Familias sin altos requerimientos ecológicos y con una gran variedad de especies con características diferentes, lo que hace que estén presentes todo el año independientemente del tramo de río y de la estación. Los grupos ETP (*Ephemeroptera*, *Trichoptera*, *Plecoptera*) son más abundantes en la cabecera y tienden a disminuir aguas abajo. Al contrario ocurre con los quironómidos, lo que indica así un aumento de la contaminación por materia orgánica conforme descendemos por el cauce del río Cinca.

Los datos obtenidos en este estudio mostraron que un análisis conjunto de parámetros fisicoquímicos e índices bióticos permite conocer el estado ecológico del río Cinca y las perturbaciones que sufre. El uso de macroinvertebrados bentónicos para evaluar la calidad del río demostró ser de mucha utilidad, indicando alteraciones a corto y largo plazo, además de ser un método barato. La concentración de clorofila *a* resulta de gran utilidad para este tipo de estudios, pues aportó información complementaria muy útil en cuanto a la diagnosis del río. Y el hecho de llevar a cabo un estudio estacional, permitió detectar alteraciones en el ecosistema fluvial causadas tiempo atrás y comparar la evolución espacio-temporal tanto de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, como de la concentración de clorofila o de los parámetros fisicoquímicos. Estos estudios aportan información indispensable para tener una visión exhaustiva del río de cara a la correcta gestión de su cuenca.

AGRADECIMIENTOS

A todos los amigos y familiares que colaboraron en los muestreos y a lo largo de todo el estudio, y en especial a Luis Navarro, Carlos Corral, Marta Michavila, Alberto López, Omar Martínez y Jorge Sierra.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABEL, P. D. (2000). *Water Pollution Biology*. Taylor & Francis Publishers. 2nd ed. Londres.
- ALBA-TERCEDOR, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. En *IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA)*. Almería, vol. 2: 203-213. Instituto Técnico Geo-Minero de España. Madrid.
- ALBA-TERCEDOR, J., y A. SÁNCHEZ-ORTEGA (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basada en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4: 51-56.
- ALBA-TERCEDOR, J., P. JÁIMEZ-CUÉLLAR, M. ÁLVAREZ, J. AVILÉS, N. BONADA, I. CAPARRÓS, J. CASAS, A. MELLADO, M. ORTEGA, I. PARDO, N. PRAT I FORNELLS, M.^a RIERADEVALL I SANT, S. ROBLES, C. SAINZ-CANTERO, A. SÁNCHEZ-ORTEGA, M.^a L. SUÁREZ, M. R. VIDAL-ÁBARCA GUTIÉRREZ, S. VIVAS y C. ZAMORA-MUÑOZ (2002). Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP). *Limnetica*, 21 (3-4): 175-185.
- ALBA-TERCEDOR, J., I. PARDO, N. PRAT y A. PUJANTE. Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). (2005). *Metodología para el establecimiento del Estado Ecológico según la Directiva MARCO del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos*. Ministerio de Medio Ambiente. Gobierno de Aragón. Madrid.
- ALONSO, Á. (2006). Valoración del efecto de la degradación ambiental sobre los macroinvertebrados bentónicos en la cabecera del río Henares. *Ecosistemas*, 15 (2): 101-105.
- ALONSO, Á., y J. A. CAMARGO (2005). Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas*, 14 (3): 87-99.
- ÁLVAREZ-CABRIA, M. (2009). *Estudio de la variabilidad espacio-temporal de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en los ecosistemas fluviales de Cantabria. Repercusiones para la aplicación de la Directiva Marco del Agua*. (Tesis doctoral). Universidad de Cantabria. Santander.
- ARMITAGE, P. D., D. MOSS, J. F. WRIGTH y M. T. FURSE (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running water sites. *Water Research*, 17: 333-347.
- BONADA, N., M.^a RIERADEVALL y N. PRAT (2000). Temporalidad y contaminación como claves para interpretar la biodiversidad de macroinvertebrados en un arroyo mediterráneo (Riera de Sant Cugat, Barcelona). *Limnetica*, 18: 81-90.

- BLISJWIJK, W. V., C. N. COIMBRA y M. A. S. GRAÇA (2004). The use of biological methods bases on macroinvertebrates to an Iberian stream (Central Portugal) receiving a paper mill effluent. *Limnetica*, 23 (3-4): 307-314.
- CAIRNS, J., y J. M. PRATT (1993). A History of Biological Monitoring Using Benthic Macroinvertebrates. En D. Rosemberg y cols. (eds.), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*: 10-27. Chapman & Hall. Nueva York.
- CASCO, M.^a A., y J. TOJA (2003). Efecto de la fluctuación de nivel del agua en la biomasa, la diversidad y las estrategias del perifiton de los embalses. *Limnetica*, 22 (1-2): 115-134.
- CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO (CHE) (2002a). *Atlas del río Cinca. Estudio de la calidad ecológica integral de los tramos fluviales más importantes del río Cinca*, vol. III. Comisaría de Aguas (Ministerio de Medio Ambiente). Confederación Hidrográfica del Ebro. Zaragoza.
- CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO (CHE) (2002b). *Informe de Síntesis río Cinca. Estudio de la calidad ecológica integral de los tramos fluviales más importantes del río Cinca*. vol. II. Comisaría de Aguas (Ministerio de Medio Ambiente). Confederación Hidrográfica del Ebro. Zaragoza.
- CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO (CHE) (2007). *Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la Directiva Marco del Agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro: protocolos de muestreo y análisis para fitoplancton, fitobentos (microalgas bentónicas), macrofitos, invertebrados bentónicos, ictiofauna*. Disponible en http://www.magrama.gob.es/es/agua/publicaciones/protocolos_muestreo_biologico_con_portada_tcm7-16059.pdf [consulta: 26/12/2014].
- CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO (CHE) (2008). *Borrador del Plan Hidrológico del río Cinca*. Versión V.1; Zaragoza, marzo de 2008. Gobierno de Aragón. Ministerio de Medio Ambiente. Generalitat de Catalunya.
- DIRECTIVA 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.
- DODDS, W. K., J. R. JONES y E. B. WELCH (1998). Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research*, 32 (5): 1455-1462.
- ELOSEGI, A., y S. SABATER (2009). Presentación: importancia de los ríos. *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*: 15-21. Fundación BBVA. Bilbao.
- GARCÍA DE JALÓN, D. (2008). *La regulación de los caudales y su efecto en la biodiversidad*. Disponible en http://www.zaragoza.es/contenidos/medioambiente/cajaAzul/6B-S2P1_Diego%20G%20JalonACC.pdf [consulta: 27/12/2013].
- GARCÍA DE JALÓN, D., M. GONZÁLEZ DEL TÁNAGO y C. CASADO (1992). Ecology of regulated streams in Spain: An overview. *Limnetica*, 8: 161-166.
- GARCÍA-RUIZ, J. M.^a (1977). Grandes embalses y desorganización del espacio: el ejemplo del Alto Aragón. *Cuadernos de Investigación: Geografía e Historia*, 3 (1): 31-46.

- GARCÍA-RUIZ, J. M.^a, J. PUIGDEFÁBREGAS-TOMÁS y J. CREUS-NOVAU (1985). *Los recursos hídricos superficiales del Alto Aragón*. IEA (Colección de Estudios Altoaragoneses, 4). Huesca.
- GARCÍA-RUIZ, J. M.^a, J. PUIGDEFÁBREGAS-TOMÁS y J. CREUS-NOVAU (2013). Influencia de las características físicas de las cuencas hidrográficas en la frecuencia e intensidad de crecidas. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 6: 19-36.
- GIL QUÍLEZ, M. J., A. PALAU y Ch. FERNÁNDEZ MANZANAL (2001). Calidad biológica (BMWP') de las aguas del río Cinca (Huesca). *Limnetica*, 20 (1): 107-113.
- HANSON, P., M. SPRINGER y A. RAMÍREZ (2010). Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Revista de Biología Tropical*, vol. 58, supl. 4.
- INSTITUTO TECNOLÓGICO GEOMINERO DE ESPAÑA (ahora Instituto Geológico y Minero de España – IGME) (1989). *Mapa geológico de España. Escala 1: 50 000. Bujaruelo*. 1.^a ed. IGME. Madrid.
- JEFFREY, S. W., y G. F. HUMPHREY (1975). New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemie und Physiologie der Pflanzen*, 167: 191-194.
- JESÚS, T., N. FORMIGO, P. SANTOS y G. R. TAVARES (2004). Impact evaluation of the Vila Viçosa small hydroelectric power plant (Portugal) on the water quality and on the dynamics of benthic macroinvertebrate communities of the Ardena River. *Limnetica*, 23 (3-4): 241-256.
- KORTE, T., A. B. M. BAKI, T. OFENBÖCK, O. MOOG, S. SHARMA y D. HERING (2010). Assessing river ecological quality using benthic macroinvertebrates in the Hindu Kush-Himalayan region. *Hydrobiologia*, 651: 59-76.
- LÓPEZ-FLORES, R., X. D. QUINTANA, V. SALVADÓ, M. HIDALGO, L. SALA y R. MORENO-AMICH (2003). Comparison of nutrient and contaminant fluxes in two areas with different hydrological regimes (Empordà Wetlands, NE Spain). *Water Resources*, 37: 3034-3046.
- LÓPEZ MORENO, J. I., y J. M.^a GARCÍA-RUIZ (2003). Influencia de los embalses sobre el régimen fluvial en los Pirineos centrales. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 29: 7-21.
- LÓPEZ NÚÑEZ, F. A., L. GONZÁLEZ FILGUIRA, I. GUTIÉRREZ DÍEZ y D. RODRÍGUEZ VIEITES (2011). Efecto de una presa sobre las comunidades bentónicas de macroinvertebrados y su hábitat en un río atlántico. *Boletín BIGA*, 10: 19-29.
- MISERENDINO, M. L., y L. A. PIZZOLÓN (1999). La evaluación rápida de la calidad del agua de los ríos usando macroinvertebrados: un índice biótico nivel familiar para la zona patagónica andina. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 11 (2): 137-148.
- ORTIZ, J. D., E. MARTÍ y M. Á. PUIG (2005). Recovery of the macroinvertebrate community below a wastewater treatment plant input a Mediterranean stream. *Hydrobiologia*, 545: 289-302.
- OSCOZ, J. (2012). *Guía de campo. Macroinvertebrados de la cuenca del Ebro*. Confederación Hidrográfica del Ebro. Zaragoza.

- OSCOZ, J., F. CAMPOS y M.^a C. ESCALA (2004). Calidad biológica de las aguas del río Larraun (Navarra) (1996-1997). *Ecología*, 18: 11-20.
- OSCOZ, J., C. DURÁN, M. PARDOS, J. GIL y A. VIAMONTE (2008). Evolución histórica de la calidad biológica del agua en la cuenca del Ebro (España) (1990-2005). *Limnetica*, 27 (1): 119-130.
- OSCOZ, J., J. GOMÁ, L. ECTOR, J. CAMBRA, M. PARDOS y C. DURÁN. (2007). Estudio comparativo del estado ecológico de los ríos de la cuenca del Ebro mediante macroinvertebrados y diatomeas. *Limnetica*, 26 (1): 143-158.
- OSCOZ, J., D. GALICIA y R. MIRANDA (2011). *Clave dicotómica para la identificación de macroinvertebrados de la cuenca del Ebro*. Confederación Hidrográfica del Ebro. Zaragoza.
- PEDROCCHI-RENAULT, C. (1987). *Fauna ornítica del Alto Aragón occidental*, vol. 1. CSIC. Jaca.
- PLATTS, W. S., W. F. MEGAHAN y G. W. MINSHAL (1983). *Methods for evaluating stream, riparian, and biotic conditions*. U. S. Dept. of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. Ogden, UT.
- PRAT FORNELLS, N. (1999). Estado ecológico de los ecosistemas acuáticos en España. En *El agua a debate desde la Universidad: hacia una nueva cultura del agua: 1.º Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación de Aguas*: 153-172. IFC. Zaragoza.
- SEGNINI, S. (2003). El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotrópicos*, 16 (2): 45-63.
- TACHET, H., P. RICHOUX, M. BOURNAUD y P. USSEGLIO-POLATERA (2000). *Invertébrés d'eau douce: systématique, biologie, écologie*: 1-588. CNRS éditions. París.
- TORRALBA-BURRIAL, A., y F. J. OCHARAN (2007). Comparación del muestreo de macroinvertebrados bentónicos fluviales con muestreador súrber y con red manual en ríos de Aragón (NE Península Ibérica). *Limnetica*, 26 (1): 13-24.
- TORRALVA, M. M., F. J. OLIVA, N. A. UBERO-PASCAL, J. MALO y M. Á. PUIG (1996). Efectos de la regulación sobre los macroinvertebrados en el río Segura (SE España). *Limnetica*, 11 (2): 49-56.
- VANNOTE, R. L., G. W. MINSHALL, K. W. CUMMINS, J. R. SEDELL y C. E. CUSHING (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.