



Trabajo Fin de Grado

Evaluación de la calidad del agua de una cuenca fluvial debido
a un aumento en la afluencia del turismo. Caso del río Isuela,
Huesca

Autor:

Bárbara Puyeta Moncayola Vicén

Directores:

Natividad Miguel Salcedo

Rocío López Flores

Escuela Politécnica Superior

2015

Contenido

Resumen y palabras clave	3
Abstract and keywords.....	3
1. Introducción	4
1.1. Objetivos	6
2. Antecedentes.....	7
2.1. Área de estudio	7
2.2. Depuración de aguas residuales.....	8
3. Material y métodos.....	9
3.1. Puntos de muestreo.....	9
3.2. Parámetros fisicoquímicos: Muestreo y tratamiento.....	12
3.3. Parámetros biológicos: Muestreo y tratamiento	14
3.4. Análisis estadísticos de los resultados.....	16
4. Resultados y discusión	17
4.1. Evolución de los parámetros físico-químicos a lo largo del tramo y periodo estudiado.	17
.....	17
4.2. Evolución de los parámetros biológicos a lo largo del tramo y periodo estudiado.....	24
4.3. Variación de la calidad fisicoquímica y ecológica entre los diferentes puntos de muestreo del río Isuela a su paso por la ciudad de Huesca.....	27
4.3.1. Variación de la calidad fisicoquímica entre los puntos de muestreo	27
4.3.2. Variación de la calidad ecológica entre los puntos de muestreo.....	32
4.4. Variación de la calidad fisicoquímica y ecológica durante el periodo de tiempo estudiado	33
4.4.1. Variación de la calidad fisicoquímica del río Isuela durante las fiestas	33
4.4.2. Variación de la calidad ecológica del río Isuela durante las fiestas.....	39
5. Comunidad de macroinvertebrados	43
5.1. Composición y estructura de la comunidad	43
5.2. Organización de la comunidad a los largo del tramo y periodo estudiados	47
6. Conclusiones	50
7. Bibliografia	52
Anexo I. Tabla I.....	59

Resumen y palabras clave

El río Isuela es el principal recurso hídrico en abastecer los cultivos de la ciudad de Huesca. Los asentamientos humanos y los cultivos ocupan casi la totalidad de la cuenca y generan grandes impactos sobre la calidad del río. Además, la Estación depuradora vierte las aguas residuales al cauce del mismo. Las fiestas de San Lorenzo fueron declaradas de interés Turístico Nacional en 2005. En estas fechas, Huesca casi duplica su población, lo que puede generar alteraciones en la gestión del agua residual y en la calidad del río Isuela. En este trabajo se estudió el impacto provocado durante las fiestas del año 2015. Se evalúan parámetros físicos y químicos que caracterizan los ríos y que influyen en la calidad. Se mide la concentración de clorofila-a a partir del perifiton y se emplea la comunidad de macroinvertebrados para determinar la calidad ecológica. Se calcula el índice IBMWP, la Riqueza y la Diversidad de Especies. Las características del efluente de la Estación Depuradora fueron afectadas por el aumento de la población y se alteró la calidad fisicoquímica del río tanto en el punto de vertido como 2 km. aguas abajo.

Palabras clave: Calidad del agua, macroinvertebrados, índices de calidad, alteración del río

Abstract and keywords

Isuela river is the main hydric resource to supply agricultural crops in the town of Huesca. Human settlements and agricultural crops occupy almost the totality of the river basin and generate a big impact over its quality. In addition, water treatment plant flow waste water into this river. San Lorenzo's Holidays were declared Nacional Touristic Interest on 2005. On this days, Huesca almost duplicates its population, what can cause alterations in the management of waste water and Isuela rivers quality. On this project, impact during 2015 holidays has been studied. Physical and chemical variables have been evaluated. Concentration of chlorophyll based on periphyton has been measured. Community of macroinvertebrates has been employed to determinate biological quality. IBMWP index, richness and diversity of species have been calculated. Increase of population modified characteristics of water treatment plant effluent and modified physical and chemical quality of the river in the spilled point on well as 2 km. downstream.

Keywords: Water quality, macroinvertebrates, quality index, river alteration.

1. *Introducción*

El agua es el constituyente más importante del organismo humano y del mundo en el que vivimos (De Vargas, 2004). No es de extrañar que haya sido considerada un bien colectivo para el hombre (Catalán-Lafuente Y Catalán-Alonso, 1987). El desarrollo de la sociedad ha supuesto un aumento en el consumo de agua y en la degradación de su calidad (Vera, 2006). Son varias las actividades fruto del desarrollo las que suponen un peligro para la calidad de los recursos hídricos; El abastecimiento del agua para consumo y para regadío son usos principales para el ser humano (Elosegui y Sabater, 2009), la industrialización y la urbanización han provocado un aumento de las presiones sobre los recursos hídricos en distintos países (Oscoz y Escala, 2006), el turismo es un sector que causa profundos impactos en el en el territorio (Márquez y Sánchez, 2007), el vertido de aguas residuales urbanas supone la emisión de distintos contaminantes al medio acuático (De la Ossa, 2011). Todas generan algún tipo de presión sobre el recurso hídrico.

Es inevitable que estas actividades generen aguas residuales que contaminen nuestros ríos (Huertas et al, 2002), ya que son foco principal de nutrientes, bacterias, virus, parásitos y contaminación química (AWWA, 2002). Su vertido tiene como consecuencia la alteración de la biota, ya que modifican las condiciones fisicoquímicas que hacen posible la vida para las comunidades de organismos (Rodríguez et al, 2002). Por otra parte, los recursos hídricos se ven afectados por aguas residuales con sustancias cada vez más agresivas y difíciles de tratar debido a su naturaleza química (Samboni et al., 2007).

La preocupación por los recursos hídricos se ha hecho patente a nivel mundial y europeo. La Directiva Marco del Agua (2000) establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. En ella, por primera vez, se establecen unos objetivos de protección de los recursos hídricos centrados en el ecosistema en su conjunto, siendo igual de importantes los elementos de la calidad fisicoquímica que los elementos de calidad biológica (Hermosilla, 2012).

En este proyecto se van a estudiar dos impactos sobre la calidad física, química y biológica del agua de un río: el estrés hídrico provocado por el turismo y el vertido al cauce de agua tratada procedente de una estación depuradora de aguas residuales (EDAR). Se seleccionó el municipio de Huesca y las Fiestas patronales de San Lorenzo para el estudio, ya que es un momento en el que la ciudad recibe gran cantidad de turistas. Además, el municipio

cuenta con una EDAR para la depuración de sus aguas residuales urbanas, vertiendo el agua tratada al cauce del río Isuela. Cada uno de estos impactos, alteran la calidad del agua, de manera independiente aunque, a su vez, se encuentran muy relacionados entre sí.

Por un lado, el turismo influye en la variación de las características de las aguas residuales urbanas, debido al aumento de parámetros físicos, químicos y microbiológicos (De la Ossa, 2011). Una vez tratadas, el vertido resultante puede causar problemas para la salud y provocar daños en los ecosistemas adyacentes a las descargas (Iñaguez et al, 2007). La relación negativa entre la degradación de la calidad del agua y el aumento de poblacional debido al turismo es innegable (Zákoutská et al, 2013), (De la Ossa, 2011). Durante las fiestas patronales de Huesca la población casi duplica el número total de habitantes. El flujo tratado en la depuradora ve modificadas sus características y, en consecuencia, las condiciones fisicoquímicas y los procesos biológicos del río pueden verse afectados.

Por otro lado, las estaciones depuradoras deben adaptarse a las modificaciones en la población y a las características de las aguas residuales (Rueda, 2005). El caudal de entrada a la depuradora, la concentración de sólidos en suspensión, de nutrientes y de materia orgánica, entre otros, aumentan proporcionalmente al incremento de la población (Vera, 2006). Las EDAR están diseñadas para la eliminación de sólidos y materia orgánica. El aumento de esas variables puede disminuir la eficacia del proceso y acabar alterando el medio debido a su vertido (Rueda, 2005). En el caso de la EDAR del municipio de Huesca, durante las fiestas de San Lorenzo los procesos de tratamiento no se modifican, aunque el caudal de entrada de aguas residuales se aumenta para procesar un mayor volumen. El río Isuela recibe las aguas tratadas provocando la alteración de la calidad física, química y biológica del agua.

Ambos aspectos, el incremento de la población y el vertido al cauce, son causas potenciales de degradación de la calidad del agua en los ecosistemas fluviales. La estrecha relación que existe entre la conservación del medio receptor y el crecimiento de la actividad turística, plantea un interrogante para las autoridades regionales. (Rivas, 2000).

Hay que tener en cuenta la fragilidad del ecosistema del río Isuela (CHE, 2010). En primer lugar, los márgenes del río Isuela en el tramo estudiado se encuentran fuertemente antropizados (la canalización, la agricultura, la urbanización, el propio vertido, etc) (CHE, 2010). En segundo lugar, esta masa sufre una irregularidad interanual en el volumen de agua que puede crear grandes crecidas o estiajes (Sánchez et al, 2004). La hidrología

irregular y la influencia humana son características comunes en los sistemas fluviales mediterráneos en España que influyen tanto en las características del agua como en los patrones de distribución de los organismos (Sabater et al, 1992).

El vertido de la depuradora, la irregularidad interanual, la canalización del río en su paso por la ciudad y la presencia de cultivos agrícolas, son impactos que afectan durante todo el año. Las características del río están, por lo tanto, adaptadas a éstos. El turismo, a diferencia de los anteriores, genera impactos puntuales. Este estudio permitió evaluar la influencia del aumento en la población sobre el vertido de la depuradora y sobre la calidad del agua del río en el tramo muestreado.

1.1. *Objetivos*

El objetivo principal de este TFG es mostrar el efecto de un aumento puntual de la población sobre la calidad física, química y ecológica en el río Isuela y su capacidad de recuperación a corto plazo. A partir de este objetivo general, se definen los siguientes objetivos específicos:

- Analizar y comparar el estado físico, químico y biológico (índice de calidad ecológica, diversidad, y nivel trófico) de 4 puntos del río Isuela en su paso por la ciudad de Huesca antes, durante y después de las fiestas de San Lorenzo.
- Estudiar la existencia de una relación entre el aumento de la población, los cambios físicos, químicos y biológicos experimentados en el tramo estudiado y, en especial, en el tramo sur, afectado por el vertido de la depuradora.

2. Antecedentes

2.1. Área de estudio

El río Isuela nace en las laderas surorientales del collado de Labarza y separa los valles de Arguis y de Resal. Pasa por Nueno y atraviesa la ciudad de Huesca (García- Ruiz et al, 1986). Lleva sus aguas hasta la margen derecha del río Flumen, colector principal de esta zona y afluente directo del río Cinca, en un punto próximo a la población de Buñales. Siguiendo una dirección Norte-Sur, su morfología es claramente alargada con una longitud de 43, 9 km según datos obtenidos por la Confederación Hidrográfica del Ebro (2010). La geología de esta masa está constituida por areniscas, arenas y limos, correspondientes a depósitos detríticos continentales del terciario (Campo et al, 1984). No se trata de una cuenca compleja debido a la escasa longitud de su recorrido. Existe una pequeña variación en la composición de materiales. Las sierras de Guara y la zona de Arguis están constituidas por materiales mesozóicos y terciarios; calizas y areniscas, en general (Molina, 1986). A medida que se avanza hacia el sur van apareciendo arenas y limos (Mallada, 1978).

La comarca de la Hoya de Huesca se caracteriza por un clima de transición entre el Pirineo y la Depresión del Ebro. A esto hay que añadir el gradiente altitudinal (Cuchi y Castán, 2006). El río Isuela posee una altitud en su nacimiento de 1103 m.s.n.m. mientras que en su desembocadura es de 380 m.s.n.m. (CHE, 2010). La latitud es un factor poco decisivo en este caso, pero la altitud provoca diferencias apreciables en las temperaturas y precipitaciones medias anuales: en la cabecera del río las temperaturas medias son bajas y las precipitaciones abundantes, mientras que en la desembocadura las temperaturas son suaves y las precipitaciones escasas. (Rodríguez, 1979).

La cuenca por la que transcurre el Isuela se encuentra fuertemente antropizada. Está ocupada casi en su totalidad por cultivos, dejando espacio para asentamientos humanos y vías de comunicación (CHE, 2010). Este es el motivo por el que la CHE entre 2008 y 2011 determina las aguas subterráneas de la Hoya de Huesca como afectadas o en riesgo por nitratos de origen agrario. La valoración a nivel de subcuenca que le da la Confederación Hidrográfica del Ebro en el tramo comprendido entre Nueno y la desembocadura del río Isuela es como “deficiente”. Existe otro tramo desde su nacimiento hasta Nueno, pero éste carece de valoración.

Se observan abundante actuaciones en los márgenes, en ocasiones recolonizadas, y otros impactos más severos como la canalización total del río a su paso por la ciudad de Huesca (CHE, 2010).

Durante muchos años, la aportación más importante de aguas superficiales para el riego proviene del río Isuela. Es evidente la importancia del agua en el entorno semiárido de Huesca, donde existe una clara limitación natural de recursos hidrológicos (Cuchí et al, 2005).

2.2. *Depuración de aguas residuales*

La generación de aguas residuales es una consecuencia inevitable de las actividades humanas y supone grandes impactos para el medio ambiente (Castillo, 1986).

Una herramienta básica en la protección medioambiental es la adecuada gestión de residuos y vertidos. Un ejemplo de gestión de vertidos, es el tratamiento de las aguas residuales (Constants et al., 1998). La depuración se perfila como una fuente adicional de agua (Pérez, 2005). El objetivo del tratamiento consiste en obtener un agua de depuradora con una contaminación en un grado tal que permita su vertido sin perjuicio para la fauna y flora del medio receptor (Rueda, 2005).

El progresivo incremento de la carga contaminante de las aguas residuales urbanas supone una dificultad para la depuración en las EDAR municipales que puede plantear serios problemas (Galvín, 2013).

El vertido de una depuradora puede no resultar tan perjudicial como un agua residual sin tratar, aunque éste, también genera impactos (Rueda, 2005). Las masas de agua son receptoras de aguas residuales urbanas tratadas. Su calidad físicoquímica y biológica se ven afectadas (Pérez, 2005). Si, además, la carga orgánica aumenta, el impacto sobre el cauce es mayor.

El agua tratada en la E.D.A.R. de Huesca proviene del colector general de aguas que recoge las aguas residuales de limpieza, aguas residuales de origen doméstico y agua de lluvia. A la entrada de la depuradora se encuentra un BY-PASS permitiendo la entrada de un volumen máximo de 2000 m³/hora. Este caudal se modifica durante las fiestas para que entre un mayor volumen de agua por hora. Los tratamientos siguen siendo los mismos que el resto

del año: pre-desbaste, tamizado, desarenado-desengrasado, decantación primaria, tratamiento biológico con fangos, clarificador. El agua tratada se vierte en un punto cercano a la estación depuradora.

3. Material y métodos

3.1. Puntos de muestreo

La selección de los puntos de muestreo se llevó a cabo en función de criterios como la representatividad y accesibilidad. Se escogieron 4 puntos a lo largo del río (Fig.1): 2 puntos al norte de la ciudad, previos al vertido de la depuradora, otro punto en el lugar de vertido y un último punto aproximadamente a 2 kilómetros del vertido. La zona de estudio ocupó un tramo de 6,5 km en total.

Se realizaron tres campañas de muestreo. De aquí en adelante se van a nombrar de la siguiente manera:

- 1.Antes: Muestreo anterior al incremento de la población
- 2.Durante: Muestreo en el momento de máximo número de residentes
- 3.Después: Muestreo cuando la población se ha restablecido.

Debido a la cercanía entre los 4 puntos, cada campaña se realizó en un día.

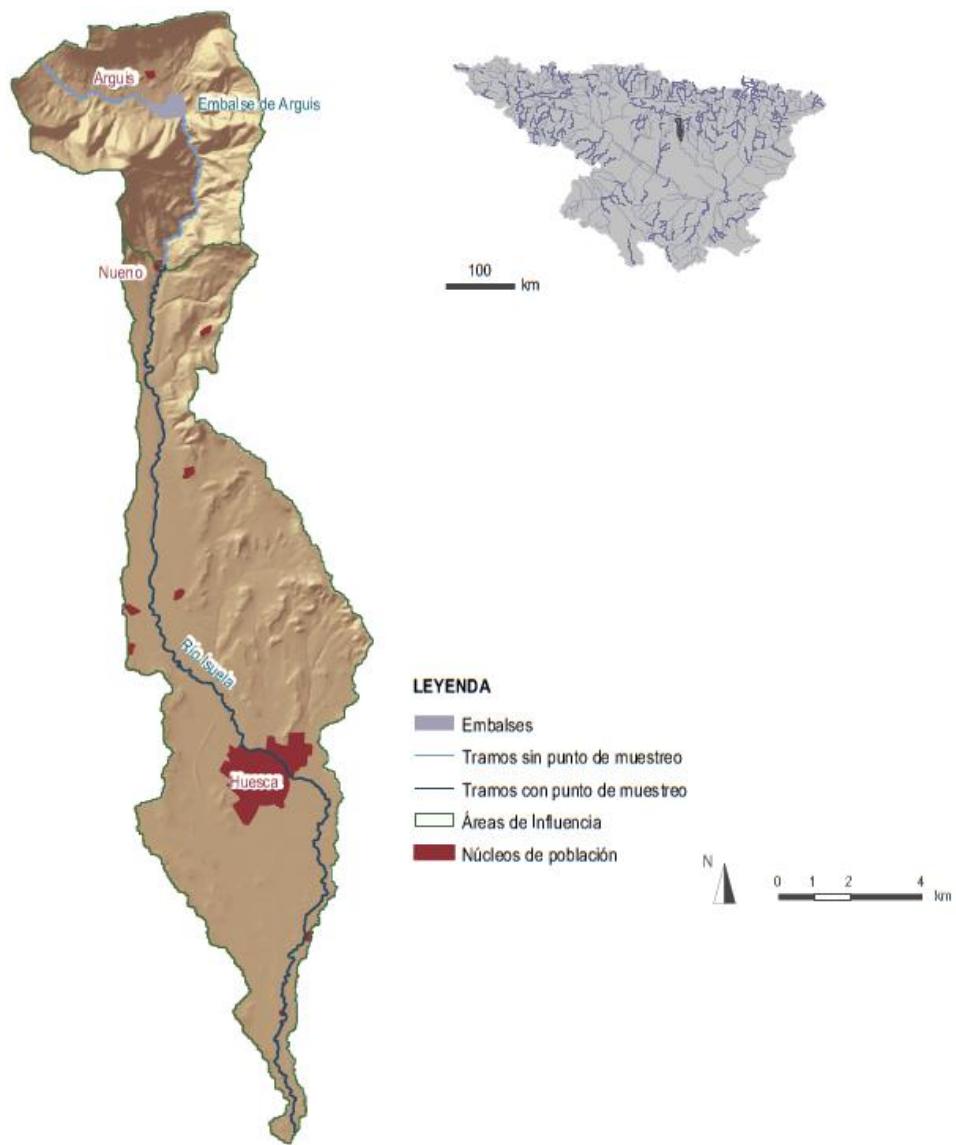


Fig. 1. Recorrido del río Isuela. (CHE, 2010)

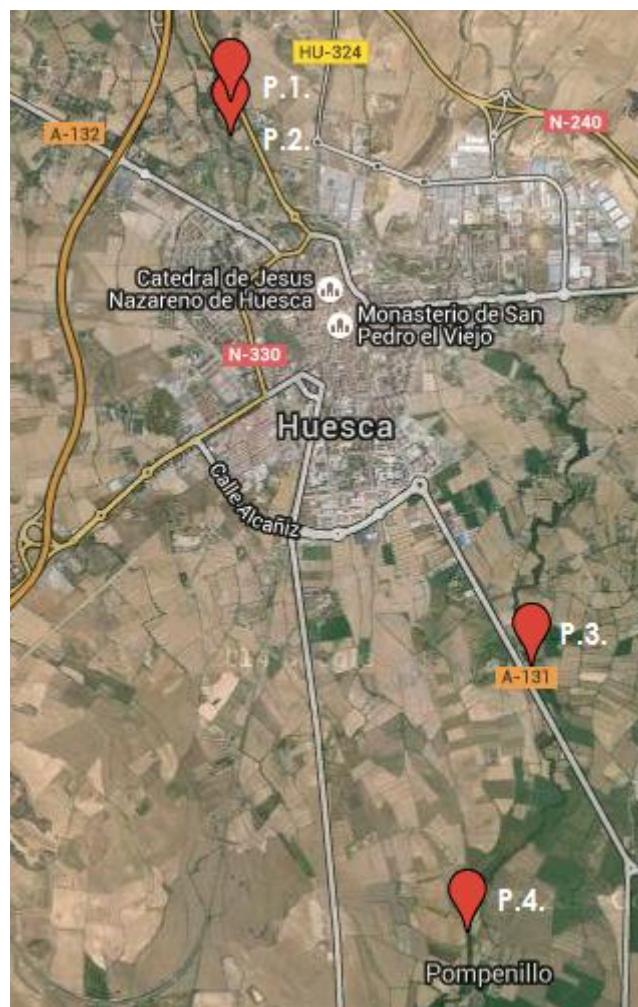


Fig. 2. Localización de los puntos de muestreo (P.1.C.R.P Santo Cristo de los Milagros, P.2. Fuente de Marcelo, P.3. Punto de vertido, P.4. Próximo al municipio de Pompenillo). (Elaboración propia a partir de Google maps).

Los puntos se situaron de acuerdo con el objetivo de observar el impacto de un aumento de población sobre la calidad del río y sobre el efecto del vertido de la depuradora (Fig.2).

- **P.1.:** C.R.P. Santo Cristo de los Milagros. Al margen izquierdo de la Carretera N-330, a la altura de del C.R.P. Santo Cristo de los Milagros. Predominio de zarzales y cañizo. Existe algún cultivo de área reducida. Se encuentra pegado a la carretera
- **P.2.:** Fuente de Marcelo. Camino Yéqueda, anterior a la altura del C.R.P. Santo Cristo de los Milagros. En la zona se observan zarzas y cañizos, aunque también vegetación riparia como chopos, acacias, etc. El punto se encuentra dentro del Itinerario PR-HU 146 (Paseo a las fuentes de Marcelo) y próximo a pequeños cultivos.

- **P.3.:** Punto de Vertido. Margen derecho de la carretera A-131. Escasa vegetación y predominio de cañizos.
- **P.4.:** Pompenillo. Camino de la torre del sevillano. Antes de llegar al municipio de Pompenillo y a 2 km. del punto de vertido. Predominio de chopos, zarzales y cañizos. Los cultivos ocupan gran parte de la zona.

Coordenadas	P.1.	P.2.	P.3.	P.3.
x	713428,57	713436,16	715689,66	715496,11
y	4669951,2	4669701,33	4666105,22	4664029,78

Tabla 1. Coordenadas UTM ETRS89 HUSO 30 de los puntos de muestreo

Se utilizaron tres visores para definir el área de estudio: Google Maps y el Visor 2D de IDEAragón para georreferenciar los puntos de muestreo. Visor de Infraestructuras del Ciclo del Agua (VICA) del Instituto Aragonés del Agua (IAA) para Obtener Datos de la E.D.A.R de Huesca y localizar el punto de vertido

Para la búsqueda bibliográfica se consultaron varias bases de datos a través de la biblioteca virtual de la Universidad de Zaragoza (Scopus, Web Of Science, Alcorze). Además de ser consultada la base de datos de Dialnet.

3.2. Parámetros fisicoquímicos: Muestreo y tratamiento

Las muestras de agua se introdujeron en botes de 250 ml. Se realizaron dos tomas de agua en cada punto. Una vez en el laboratorio se mezclaron en duquesas de 500 ml. El protocolo seguido se basó en la Norma UNE-EN ISO 5667-3:1994.

Parámetros fisicoquímicos como la temperatura, el oxígeno disuelto, el pH y la conductividad fueron medidos *in situ* con una sonda multiparamétrica portátil (HACH-Lange, USA). Los demás parámetros fueron analizados en el laboratorio del Instituto Universitario de Investigación de Ciencias Ambientales de Aragón (IUCA), Grupo de Investigación “Calidad y Tratamiento de aguas”, en el departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente. Los parámetros analizados, los métodos de análisis y el equipamiento utilizado se incluyen en la siguiente tabla.

Parámetro	Unidad	Métodos Utilizados y equipamiento
pH	Unidades de pH	Electrometría. Medidor multiparamétrico Portátil. (HACH-Lange, USA). UNE 77035:19883
Conductividad	µS/cm	Electrometría. Medidor multiparamétrico Portátil. (HACH-Lange, USA). UNE-EN 27888-1993
Oxígeno disuelto	mg/l de Oxígeno disuelto y en Tanto por cien (%)	Medidor multiparamétrico Portátil. (HACH-Lange, USA). UNE-EN 25814:1994
Temperatura	°C	Sonda electrométrica Medidor multiparamétrico Portátil. (HACH-Lange, USA). APHA, 1992.
Sólidos en Suspensión	mg/l	Filtración con papel 47 µm. APHA, 1992.
Sulfatos	mg/l SO ₄ ²⁻	Cromatografía iónica (UNE 77030:1982)
Cloruros	mg/l Cl ⁻	Cromatografía iónica (Stand. Methd. 19 th ed. 4110C)
Amonio	mg/l NH ₄	Multiparamétrico de mesa Hanna
Amoníaco	mg/l NH ₃	Multiparamétrico de mesa Hanna
Nitrógeno amoniacial	mg/l N-NH ₃	Multiparamétrico de mesa Hanna
Nitratos	mg/l NO ₃ ⁻	Cromatografía iónica (Stand. Methd. 19 th ed. 4110 C)
Nitritos	mg/l NO ₂ ⁻	Cromatografía iónica(Stand. Methd. 19 th ed. 4110 C)
Bromuros	mg/l Br ⁻	Cromatografía iónica(Stand. Methd. 19 th ed. 4110 C)
Fosfatos	mg/l PO ₄ ³⁻	Cromatografía iónica (Stand. Methd. 19 th ed. 4110 C)
Fósforo total	mg/l P	Multiparamétrico de mesa Hanna (standard Methods for the Examination of Water and Wastewater
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	mg/l O ₂	mg/l O ₂ (multiparamétrico de mesa Hanna)

Parámetro	Unidad	Métodos Utilizados y equipamiento
Carbono Orgánico Total	mg/l C	Analizador. ISO 8245:1987
Turbidimetría	NTU	Turbidímetro de mesa (UNE-EN 27027:1995)

Tabla.2. parámetros, métodos y equipos utilizados para el análisis de la composición físico-química de las aguas.

Los resultados obtenidos se ordenaron y analizaron representándolos en gráficas para evaluar las variaciones.

3.3. Parámetros biológicos: Muestreo y tratamiento

Para la evaluación de los parámetros biológicos, se tomaron muestras de la comunidad de macroinvertebrados y de perifiton, siguiendo el protocolo recomendado por la Confederación Hidrográfica del Ebro.

En el primer caso, se seleccionaron zonas de mayor caudal donde la oxigenación es mayor. Se utilizó un salabre con 250 µm de luz (Vicente et al, 2015) y se realizó la limpieza del sustrato en una superficie de 25x25x50 cm. Este método se llevó a cabo por duplicado, en zonas que representan heterogeneidad del punto y posteriormente se homogeneizó la muestra introduciéndola en un bote. El muestreo en cada punto comenzó aguas abajo y procedió aguas arriba (Alba-Tercedor, 1996); (CHE,2005). La muestra se conservó con alcohol de 70 % hasta su separación e identificación (Bonada et al, 2002). La red se desinfectó con lejía tras cada muestreo.

En primer lugar, los macroinvertebrados se separaron de la materia orgánica y mineral y se introdujeron en viales con alcohol para su conservación. Una vez limpiadas todas las muestras, se procedió a identificar y contar los individuos para determinar los siguientes índices: el índice de calidad ecológica IBMWP (Alba- Tercedor et al, 2002) siguiendo los protocolos y análisis utilizados por la Confederación Hidrográfica del Ebro; la diversidad taxonómica a partir del índice de Shannon (Shannon y Weaver, 1963) y la Riqueza específica, es decir, número de familias (Margalef, 1958). Se identificaron todos los macroinvertebrados hasta el nivel taxonómico de familia con la ayuda de una lupa binocular en la Escuela Politécnica Superior (Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural,

Área de Ecología). Se recurrió a la clave dicotómica de macroinvertebrados de la Cuenca del Ebro (Oscoz et al, 2009) además de la clave de Tachet et al (2000). El índice IBMWP se calculó con la ayuda de una hoja de cálculo Excel donde se indican los taxones (familias) presentes en las muestras. Cada familia tiene asignado un valor del 1 al 10. Se sumaron las puntuaciones de las familias de cada muestra y se obtuvo el valor del índice IBMWP. Las puntuaciones de este índice se agrupan en cinco clases de calidad que se asimilan a los siguientes niveles de estado ecológico (Jáimez-Cuéllar et al., 2004); (CHE, 2005).

Estado Ecológico	Calidad	IBMWP
Muy bueno	Buena. Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible	>101
Bueno	Aceptable. Son evidentes algunos efectos de contaminación	61-100
Aceptable	Dudosa. Aguas contaminadas	36-60
Deficiente	Crítica. Aguas contaminadas	16-35
Malo	Muy crítica. Aguas fuertemente contaminadas	<15

Tabla 3. Clasificación del estado ecológico y la calidad de un río según el valor del índice IBMWP
(Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega, 1988)

El perifiton se obtuvo por raspado de la superficie de las rocas: la superficie de la roca se limpió con un cepillo y se enjuagó en agua para minimizar las pérdidas de muestra. En este método, llevado a cabo por duplicado (raspado de dos rocas por cada punto de muestreo), se tomó un área definida de 25x25 cm. (Samanez et al, 2014). El material se introdujo en un vial de vidrio y se cubrió con papel de plata para evitar su fotodegradación. Se mantuvo en la nevera hasta llegar al laboratorio, donde se filtró (concentración del fitoplancton) con un filtro Whatman GF/F. Los filtros se mantienen a una temperatura inferior a 4°C y en condiciones de oscuridad, hasta el momento de la extracción. La clorofila se extrajo mediante una acetona (90%). Posteriormente, se filtró la muestra para reducir la turbidez y se midió la absorbancia a 640 Y a 750 nanómetros (Vicente et al, 2007). Posteriormente, la concentración de clorofila se calculó mediante la fórmula de Elosegui y Sabater, 2009.

A partir de las concentraciones obtenidas y siguiendo la clasificación del Dodds y colaboradores (1998) se estableció el estado trófico del río. Las muestras se filtraron en el laboratorio del IUCA y el resto del protocolo de tratamiento en la Escuela Politécnica Superior. La siguiente tabla incluye la clasificación del estado trófico (Dodds et al., 1998).

Clorofila Bentónica (mg/m ²)	Estado trófico
<20	Oligotrofia
20-70	Mesotrofia
>70	Eutrofia

Tabla.4. Clasificación del estado trófico del río (Dodds et al., 1998)

Ambos valores (clorofila e IBMWP) y los obtenidos de la Riqueza de especies y diversidad de Shannon suponen elementos de la calidad biológica que permiten conocer el estado ecológico del río. La Directa 2000/60/CE de la Unión Europea requiere la determinación de estos elementos para establecer la calidad ecológica de los ríos.

3.4. Análisis estadísticos de los resultados

Los análisis estadísticos se realizaron con el programa R v.2.13.0 (R Development Core Team 2011) y los paquetes R commander y ade4. Para la comparación entre puntos de muestreo y períodos de tiempo se realizaron diferentes tests estadísticos antes de los cuales se comprobó que los datos siguiesen los supuestos de un test paramétrico. Primero se realizó un test Sapiro-Wilk para comprobar la normalidad. Despues se aplicó un test de Barlett para comprobar la homogeneidad de las varianzas entre categorías del factor. Ambos test se realizaron para todos los parámetros estudiados: Conductividad, pH, Temperatura, Oxígeno disuelto, Demanda Química de oxígeno, Carbono Orgánico Total, Turbidez, fósforo, nitrógeno amoniacal, amoníaco, amonio, sólidos en suspensión, fluoruros, cloruros, nitritos, bromuros, nitratos fosfatos, sulfatos, riqueza relativa, índices Shannon, índice IBMWP y Clorofila. (Los valores obtenidos durante los análisis se adjuntan en la Tabla I del Anexo I).

Los muestreos se realizaron en el mismo río en diferentes períodos de tiempo. Es decir, las muestras están relacionadas, por lo que los análisis estadísticos se realizaron con ANOVA para muestras relacionadas. Este test permitió evaluar la diferencia entre los puntos de muestreo y los períodos de tiempo estudiados. Los resultados obtenidos con R commander se presentaron en diagramas de caja para facilitar su interpretación.

Se analizó la composición y distribución de familias de macroinvertebrados en las muestras con ayuda de gráficas y de un análisis de Componentes Principales (PCA).

4. Resultados y discusión

4.1. Evolución de los parámetros físico-químicos a lo largo del tramo y periodo estudiado.

Las sustancias que lleva el agua en solución y los organismos que viven en ella sufren fluctuaciones a lo largo del tiempo. Generalmente suelen estar asociados a cambios ambientales y climáticos (Margalef, 1983). El factor antropogénico es fundamental, ya que, sus actividades influyen en los cambios ambientales (Toro et al., 2002).

A continuación se muestran las variaciones sufridas en el tramo estudiado del río Isuela durante el periodo anterior y posterior a las fiestas. En las figuras de este capítulo, el eje x representa los resultados obtenidos en los diferentes puntos de muestreo para cada momento evaluado.

En general se observan grandes diferencias en la calidad fisicoquímica y biológica entre los puntos previos al paso del río por la ciudad y los posteriores. Los primeros primero no se encuentran sometidos a tantos impactos como los últimos y esto se refleja en los resultados.

Evolución Temperatura, Oxígeno disuelto y pH

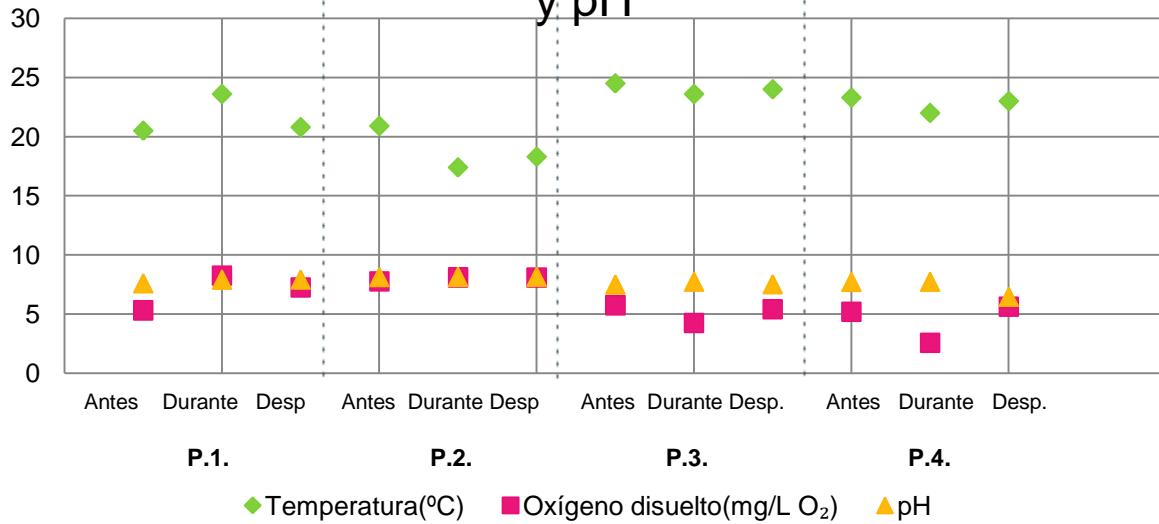


Fig.3. Evolución de la Temperatura, oxígeno disuelto y pH para cada punto de muestreo en las diferentes campañas.

En los puntos P.1. y P.2. la concentración de oxígeno disuelto y el pH se mantienen casi constantes. Los puntos P.3. y P.4. experimentaron fluctuaciones importantes en la

concentración de oxígeno disuelto. En especial en el punto P.4., donde la concentración de oxígeno disminuyó de 5,18 a 2,56 mg/L a lo largo del el periodo de tiempo estudiado. Las aguas superficiales suelen tener una concentración superior a 7 u 8 mg/L (Gavín, 2004). Los puntos P.1. y P.2. presentaron concentraciones dentro de la normalidad. Por el contrario P.3. y P.4. registraron valores por debajo de 6 mg/L de oxígeno disuelto. El oxígeno es indicador de la calidad de agua (Rueda, 2005; Toro et al., 2002). Concentraciones bajas se relacionan con la contaminación por materia orgánica (Aznar, 2000). Los valores obtenidos para P.3. y P.4., posiblemente, estén relacionadas con la descomposición de la materia orgánica (López, et al., 2009).

El déficit del oxígeno determina la intensidad del impacto sobre la calidad del agua (Rueda, 2005) y en este punto el déficit es elevado. El oxígeno disminuye con gran rapidez para el punto P.3. y P.4. lo que puede indicar un consumo brusco de oxígeno por organismos acuáticos para la degradación de la materia orgánica (Aznar, 2000).

El pH de los ríos suele ser una variable bastante constante (Toro et al., 2002). Su variación puede deberse a la contaminación por un vertido de agua residual industrial o doméstica (Catalán-Lafuente y Catalán-Alonso, 1987). Las mayores variaciones en este parámetro se producen en tramos de ríos que han sufrido algún tipo de contaminación (Bonada et al., 2002).

Evolución de la Conductividad

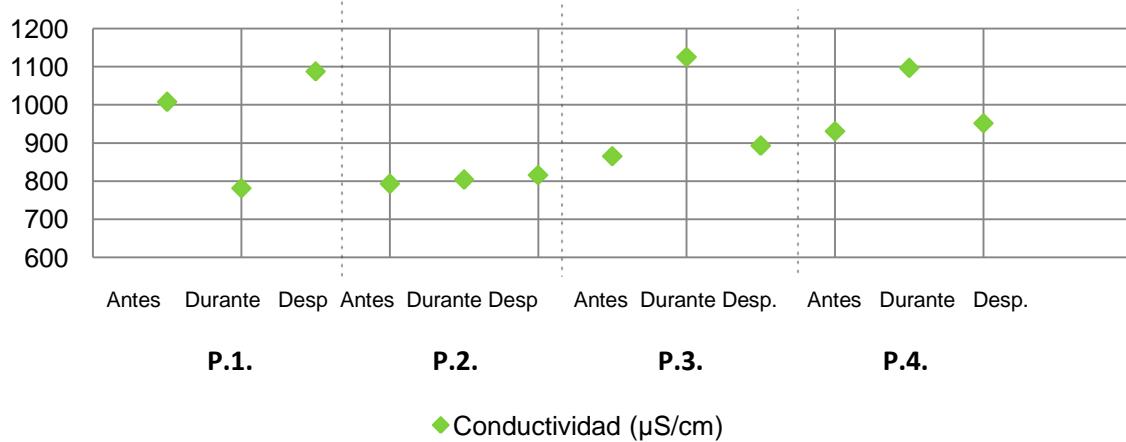


Fig.4. Evolución de la conductividad para cada punto de muestreo en las diferentes campañas.

La conductividad es una medida directa de la cantidad de sales disueltas (Aznar, 2000). La conductividad, en menor medida que el oxígeno disuelto, refleja impactos o alteraciones en

la calidad del agua, aunque otros factores (vegetación de la cuenca, uso del territorio, alcalinidad) influyen en la conductividad (Toro et al., 2002).

Los puntos P.3. y P.4. obtuvieron valores superiores a 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (1126 y 1097 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente), durante el periodo que se corresponde con las fiestas de San Lorenzo. Los puntos P.1. y P.2. presentaron variaciones independientes al proceso de aumento de la población.

Evolución de la Turbidimetría y de los Sólidos

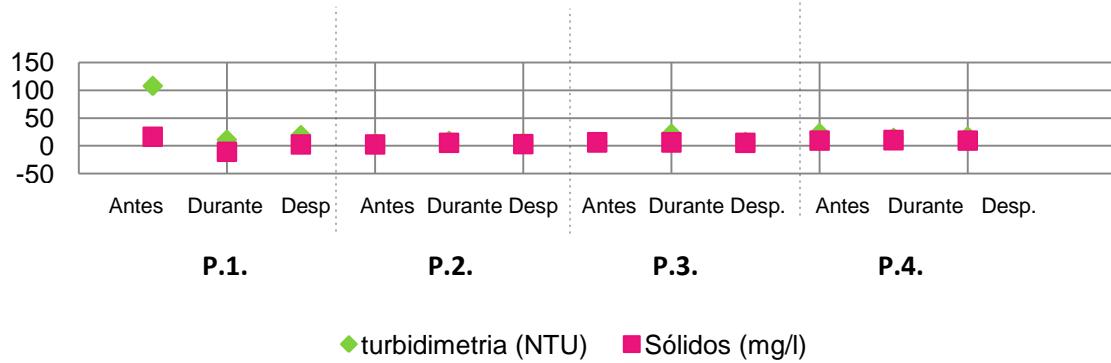


Fig.5. Evolución de los Sólidos en Suspensión y de la Turbidez para cada punto de muestreo en las diferentes campañas.

La evolución para P.1. y P.2. se mantuvo muy constante a lo largo del estudio, para estas dos variables, aunque la turbidez en P.1. en todas las campañas fue mayor que en P.2. El punto con mayor turbidimetría y sólidos en suspensión fue P.4.. La máxima cantidad de sólidos en este punto fue de 10 mg/L (durante el periodo de fiestas) y la mínima fue de 9 mg/L (antes y después de las fiestas). En la primera campaña, la turbidimetría en P.1. alcanzó un valor de 107,5 NTU, valor muy elevado. Es posible que se encuentre asociado a alguna alteración externa de origen antrópico (fertilización o vertido) o de origen natural (aumento del caudal por lluvias) pero no se pudo determinar la causa. Como ocurrió con los sólidos disueltos, los mayores valores en la turbidez se observaron para P.4.. Antes de las fiestas se obtuvo un valor de 22,40 NTU, mientras que, durante las fiestas se obtuvo un valor de 13,86 NTU para volver a aumentar después de fiestas (16,33 NTU).

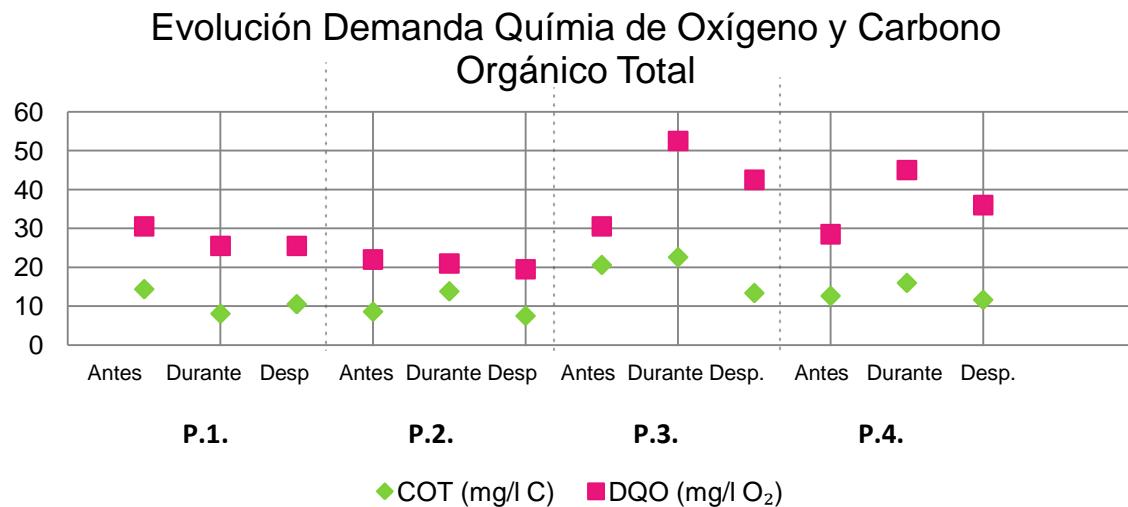


Fig.6. Evolución de la DQO y COT para cada punto de muestreo en las diferentes campañas.

La DQO equivale a la cantidad de oxígeno consumido por los cuerpos reductores presentes en el agua sin intervención de los organismos vivos (De Vargas, 2004). Por lo tanto, es normal que se produzca una disminución en la concentración de oxígeno disuelto al aumentar la DQO. La disminución del oxígeno y el aumento de la DQO se deberían al mismo motivo. DQO es una variable amplia para evaluar la contaminación orgánica e inorgánica (Samboni et al., 2007). Los puntos P.1. y P.2. parecen no verse afectados por la afluencia turística. Sin embargo P.3. y P.4. obtuvieron unos valores de DQO de 52,5 y 45 mg/L de O₂, respectivamente durante las fiestas. En el primer muestreo los valores de DQO no excedían los 30 mg/L O₂. Durante las fiestas de San Lorenzo, la cantidad de sustancias orgánicas e inorgánicas aumentó, lo que produjo el aumento de la demanda química de oxígeno.

El COT para P.3. y P.4. alcanzó valores de 22,6 y 16 mg/l de C cuando aumentó la población durante San Lorenzo, aumentando con respecto a los valores obtenidos antes de las fiestas.

Evolución nitrógeno amoniacal, amoniaco y amonio

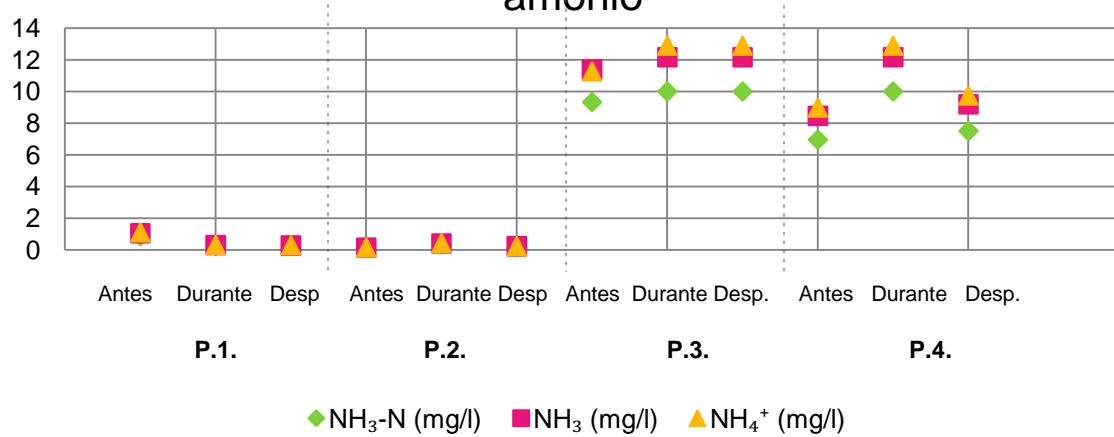


Fig.7. Evolución de la concentración de nitrógeno amoniacal, amoniaco y amonio para cada punto de muestreo en las diferentes campañas.

Evolución Nitratos y Nitritos

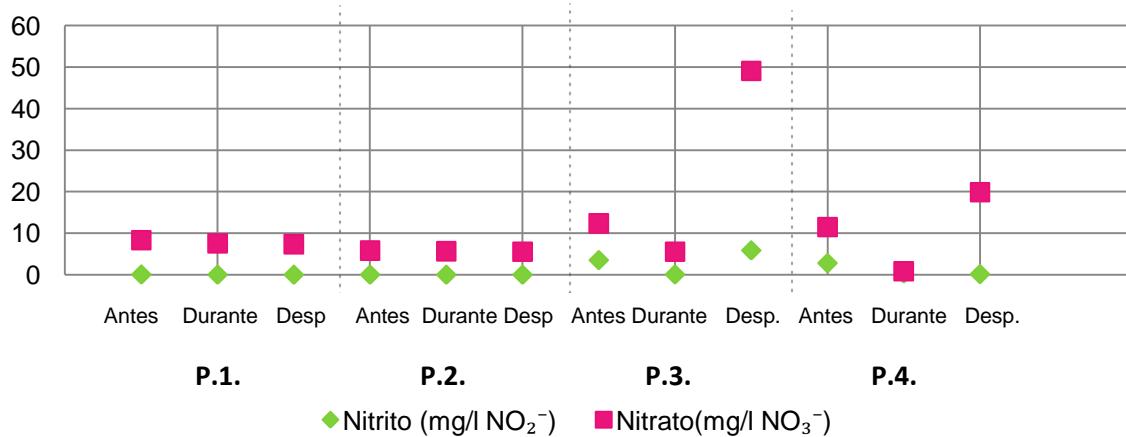


Fig.8. Evolución de la concentración de nitritos y nitratos para cada punto de muestreo en las diferentes campañas.

Para P.1. y P.2. la concentración de nitratos, nitritos, nitrógeno amoniacal, amonio y amoniaco permanecieron constantes a lo largo del estudio. El punto P.1. antes de las fiestas alcanzó unas concentraciones de amoníaco y de amonio de 1,06 y 1,12 mg/L. Durante y después de las fiestas no superaron los 0,34 mg/L. En los puntos P.3. y P.4. se observó gran variación en el tiempo. El aumento de la población durante las fiestas produjo el aumento de la materia orgánica en las aguas residuales urbana, generando mayores concentraciones de nitrógeno amoniacal, amoniaco y amonio en el vertido de la depuradora.

El amoníaco es uno de los compuestos intermedios formados durante la degradación de los compuestos orgánicos nitrogenados (Aznar, 2000). Si las aguas están bien aireadas normalmente no tiene porqué contener amoníaco. La presencia de éste y del ión amonio es considerado como una prueba química de contaminación reciente y peligrosa (Catalán-Lafuente y Catalán-Alonso, 1987).

Los nitritos son el estado intermedio de oxidación entre el amonio y los nitratos. No suele tener una concentración superior a 0,100 mg/L pero son abundante en ríos contaminados por aguas industriales o urbanas (Marín, 2004).

La concentración de nitritos y nitratos es menor durante las fiestas, porque en este periodo predominan las formas de nitrógeno amoniacal, amonio y amoníaco. Su oxidación provoca una mayor presencia de nitritos y nitratos en el último muestreo.

Evolución Fósforo y Fosfatos

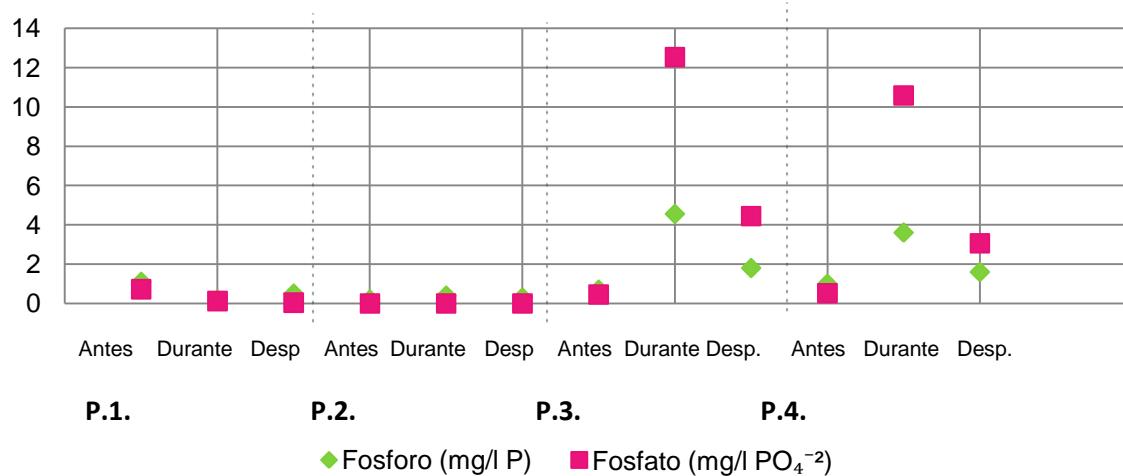


Fig.9. Evolución de la concentración de fósforo y fosfato para cada punto de muestreo en las diferentes campañas.

Las concentraciones de fósforo y fosfatos presentaron los mismos resultados que las formas nitrogenadas. Permanecieron constantes en el tiempo para P.1. y P.2. y sufrieron fluctuaciones relevantes para P.3. y P.4.

El incremento en los niveles de las especies de fósforo y nitrógeno y de materia orgánica producen fenómenos de eutrofización, generando cambios en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas (De la Ossa, 2011). En aguas no contaminadas el fósforo total está entre 0,1 y 1,0 mg/L (Marín, 2004). El punto P.1. obtuvo, antes del periodo de fiestas, un valor de 1,10 mg/L de P. En las dos siguientes campañas no pasa de los 0,50 mg/L. En el caso de

P.3. y P.4. durante el periodo de fiesta se llegaron a alcanzar 4,55 y 3,6 mg/L de P. Estos valores son debidos al aumento de la materia orgánica en las aguas residuales, provocado por el aumento de la población durante las fiestas. En el resto de muestreos, casi la totalidad de los resultados, alcanzó o superó la concentración de 1 mg/L. La concentración de fósforo fue elevada en todo el periodo y en todos los puntos estudiados.

Evolución de Sulfatos y Cloruros

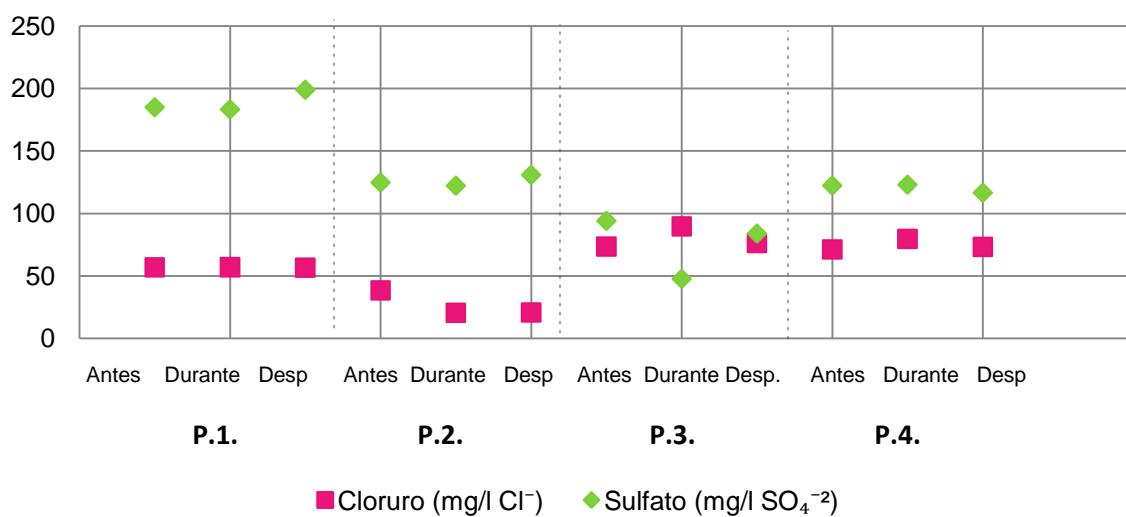


Fig.10. Evolución de la concentración de sulfatos y cloruros para cada punto de muestreo en las diferentes campañas.

Evolución de Fluoruros y Bromuros

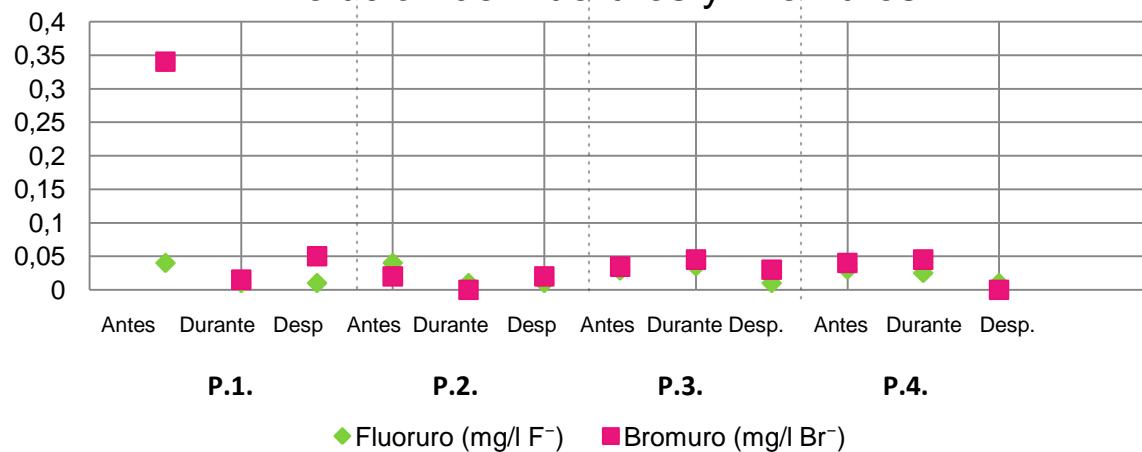


Fig.11. Evolución de la concentración de fluoruros y bromuros para cada punto de muestreo en las diferentes campañas.

Fluoruros, bromuros, cloruros y sulfatos, permanecieron en concentraciones constantes. El punto P.3. obtuvo un mínimo en la concentración de Sulfatos durante el segundo muestreo.

Los sulfatos y cloruros guardan una relación directa con las condiciones naturales de las cuencas fluviales, viéndose menos alterados por cambios en la calidad (Toro et al., 2002).

Los sulfatos, después de los bicarbonatos y de los silicatos, son los elementos principales de las aguas continentales (Catalán-Lafuente y Catalán-Alonso, 1987). Su concentración en ríos oscila de 20 a 50 mg/L, aunque en ríos mediterráneos pueden superar los 400 mg/L, debido a la litología (Marín, 2004). La concentración de cloruros en aguas de superficies no contaminadas se sitúa alrededor de 20-40 mg/L (Marín, 2004). Todos los puntos de muestreo exceden esta concentración en todos los muestreos excepto P.2. Los Bromuros presentan concentraciones cercanas al mg/L y suelen indicar una probable contaminación de carácter industrial (Marín, 2004). En el tramo estudiado no se excedió esta concentración.

El flúor es un elemento muy común en la corteza terrestre y se encuentra fuertemente asociado a las rocas en forma de fluoruros. La presencia de este ión en el río Isuela se debe a la percolación del agua en el suelo y posteriores disolución de compuestos con flúor. Predomina en suelos alcalinos (Galicia et al., 2011).

4.2. Evolución de los parámetros biológicos a lo largo del tramo y periodo estudiado.

La calidad fisicoquímica del agua en los puntos P.3. y P.4. fue peor que en P.1. y P.2.. Es normal, que la calidad biológica se vea afectada y que la riqueza y diversidad de taxones sea menor en estos puntos. Esto se reflejó, también, en la comunidad de macroinvertebrados.

Evolución de la Riqueza, Shannon y del IBMWP

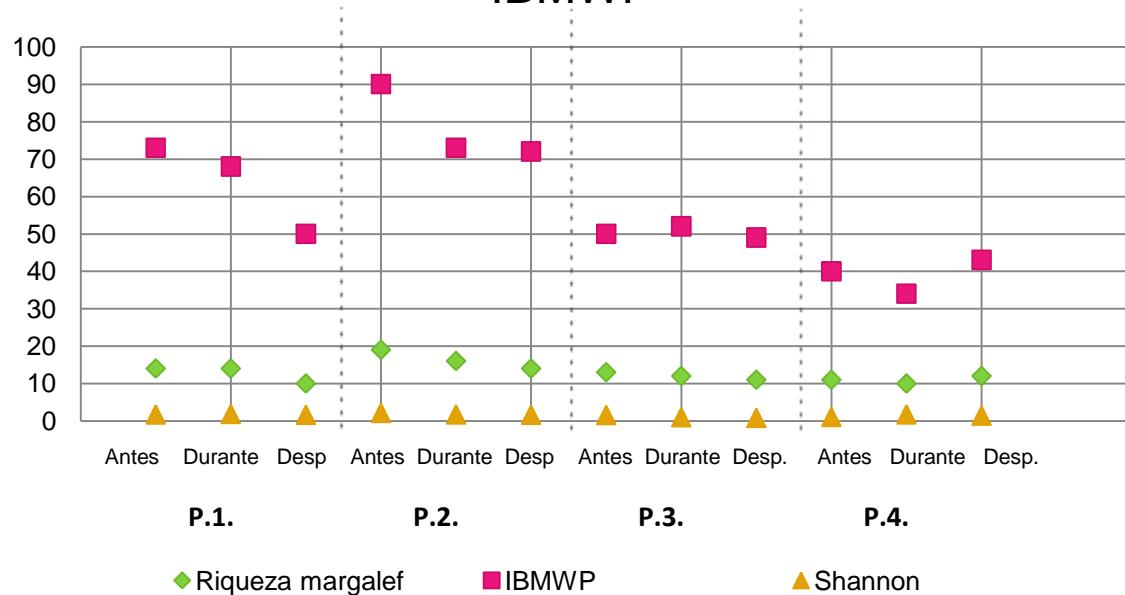


Fig.12. Evolución de la Riqueza, índice Shannon y del índice IBMWP para cada punto de muestreo en las diferentes campañas.

Por lo general, se observó que la riqueza de taxones y el índice IBMWP decrecen durante el estudio en todos los puntos de muestreo, probablemente en respuesta a las variaciones ambientales relacionadas con el avance del verano.

Los valores más bajos de los índices IBMWP se obtuvieron para P.3.(49) y P.4.(34). La mejor calidad ecológica se observó para los puntos P.1. y P.2., registrando valores de 73 y 90, respectivamente. Los valores IBMWP obtenidos durante el estudio se incluyen en la Tabla I del anexo.

La riqueza fue mayor en los puntos P.1. y P.2., en los cuales se obtuvieron unos valores máximos de 14 y 19 respectivamente. La menor riqueza se observó en P.3. y P.4., concretamente en el punto P.4. con un valor de 10, seguido por el punto P.3. con un valor de 11.

Los puntos con mayor diversidad se corresponden con P.1. y P.2. Los puntos P.3. y P.4. presentaron valores considerablemente bajos. A lo largo de los tres períodos estudiados la diversidad en P.3. descendió progresivamente (de 1,62 a 0,87). Sin embargo, el menor valor obtenido para P.4. se registró antes del periodo de fiestas (1,11). La diversidad en éste era

bastante baja antes de las fiestas y del aumento de la población. La diversidad en el punto P.4. es mayor en el muestreo durante las fiestas (1,78) que en el último muestreo (1,46).

Este índice Shannon se ha calculado en muchos estudios ecológicos, los cuales muestran que su valor generalmente varía entre 1,5 y 3,5 y que raramente pasa los 4,5 (Somarriba, 1999). Según la clasificación, un valor por encima de 3 es considerado como “agua limpia”, entre 1 y 3 se considera como “contaminación moderada”, y por debajo de 1, la “contaminación severa” (Álvarez y Pérez, 2007). Sólo en el punto P.3., después del periodo de fiestas, se observó una puntuación menor a 1. A lo largo de todo el periodo estudiado, los demás puntos de muestreo obtuvieron valores entre 1 y 3.

Evolución de la Clorofila

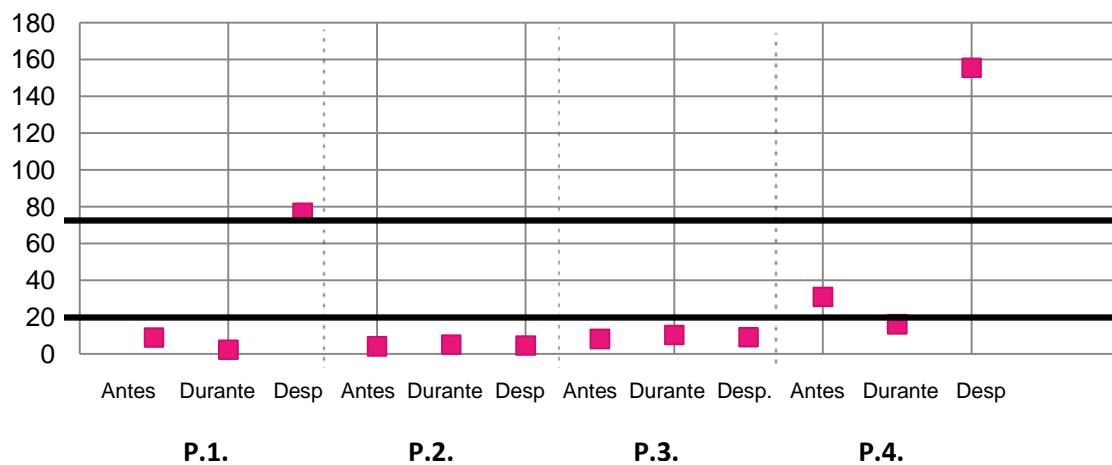


Fig.13. Evolución de la concentración de clorofila para cada punto de muestreo en las diferentes campañas.

Las líneas negras horizontales separan los diferentes estados tróficos (Dodd et al, 1997). La clorofila es una medida indirecta de la biomasa de fitoplancton (CHE, 2010). En los puntos P.1. y P.4. se observó un aumento relevante en la concentración de clorofila-a después de las fiestas. Especialmente, en el punto P.4., donde se obtuvo una concentración de 155,5 mg/m². Según la clasificación del estado trófico, esta concentración se considera como eutrófica. En P.4. la concentración de clorofila varió en el tiempo; el periodo previo a las fiestas obtuvo una concentración de clorofila de 31,0 mg/m² (mesotrofia), mientras que durante las fiestas este valor fue de 16,2 mg/ (oligotrofia). Se observó que las concentraciones en este punto eran, en definitiva, mayores que en los puntos de muestreo

restantes. La cantidad de materia orgánica y la concentración de nutrientes aumentaron tanto en P.3. como en P.4.. Sin embargo, después de las fiestas, únicamente se observó un aumento relevante de la clorofila en P.4. Esto se debe a la degradación de la materia orgánica por vía autótrofa, lo que produjo el incremento de las comunidades de algas (López et al, 2010). Las algas se extienden a medida que se descompone la materia orgánica y se liberan los nutrientes (Peña et al, 2005). El punto P.3. no experimentó este aumento, posiblemente porque predominase la degradación por microorganismos heterotróficos. Ésta, supone una de las vías de mayor importancia de mineralización de la materia orgánica (Álvarez, 2005; Guerrero et al, 2014).

El punto P.1. en el periodo posterior a las fiestas obtuvo una concentración de 76,8 mg/ m², clasificado como en estado de eutrofia. Antes y durante las fiestas se encontraba en estado oligotrófico con concentraciones de 9,0 y 2,4 mg/ m², respectivamente.

Los puntos P.2. y P.3. presentaron valores oligotróficos, aunque, en P.3., la concentración de clorofila fue superior a la de P.1. en los tres periodo estudiados.

Estudiando la evolución de los índices biológicos en el tiempo, se observó que los puntos P.1. y P.2. sufrieron un descenso del índice de calidad ecológica. Los puntos P.3. y P.4., mostraron valore constantes, lo que parece indicar que la depuradora es capaz de amortiguar el efecto del incremento de población. Sin embargo, la calidad ecológica de estos dos puntos es muy baja durante todo el periodo. La alteración en estos dos puntos se debe a la modificación de las características del agua del río a causa del vertido de la EDAR durante todo el año. El aumento de la población en Huesca durante las fiestas patronales produjo grandes cambios en las propiedades físico-químicas del efluente de la EDAR. Esto tiene consecuencias sobre la comunidad de macroinvertebrados incluso hasta dos kilómetros río abajo, aunque no se puede decir que el efecto sobre la comunidad sea superior tras las fiestas, que durante el resto del periodo evaluado. El perifiton no mostró cambios que puedan atribuirse exclusivamente al aumento de población.

4.3. Variación de la calidad fisicoquímica y ecológica entre los diferentes puntos de muestreo del río Isuela a su paso por la ciudad de Huesca

4.3.1. Variación de la calidad fisicoquímica entre los puntos de muestreo

Los puntos P.1. y P.2. presentaron mejor calidad fisicoquímica ya que no se ven afectados por impactos como la canalización del río o el vertido del agua residual. El estudio estadístico de ANOVAs para muestras relacionadas permitió ver que muchos de los parámetros estudiados mostraban diferencias significativas entre los puntos de muestreo incluidos en el estudio ($p<0,05$), observándose en general dos grupos de muestras correspondientes a los puntos antes y después de la depuradora.

La DQO y la concentración de oxígeno disueltos son dos ejemplos claros de la diferencia de la calidad fisicoquímica entre los puntos P.1. v P.2. de P.3., P.4.

La DQO es un indicador del grado de concentración de la materia orgánica. Los puntos donde la concentración de la DQO es mayor (P.3. y P.4.), indican la mayor presencia de sustancias orgánicas.

El oxígeno tuvo concentraciones altas en P.1. y P.2., como se indica en el capítulo anterior. Sin embargo, los puntos P.3. y P.4. presentaron déficit de oxígeno.

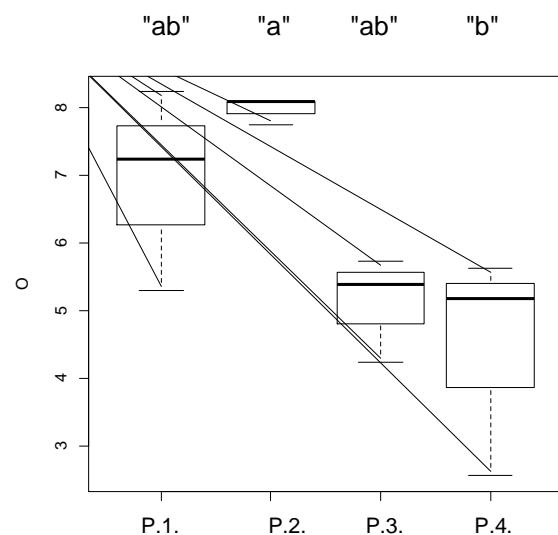


Fig.14. Variación de las concentraciones media de Oxígeno disuelto en los puntos de muestreo. Test ANOVA de muestras relacionadas ($F: 4,797$, $p:0,0492$, g.l.: 3).

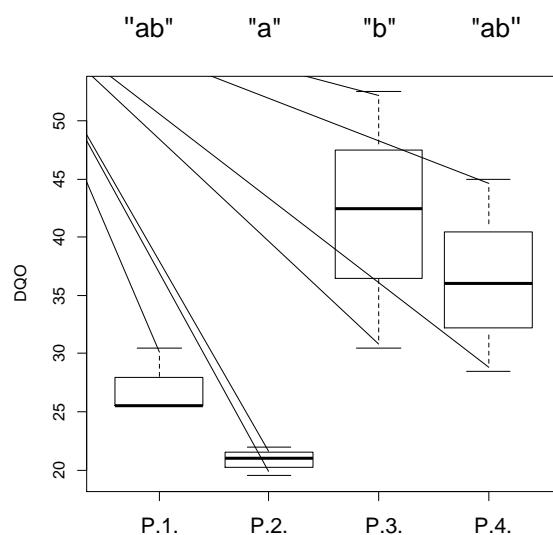


Fig.15. Variación de la demanda Química de Oxígeno (DQO) en función de los puntos de muestreo. Test ANOVA de muestras relacionadas ($F:6,088$, $p: 0,0307$, g.l.: 3).

El carbono orgánico total también indica el grado de concentración de la materia orgánica por eso se puede observar la misma tendencia que sufre la DQO. Los vertidos de aguas residuales están caracterizados por una concentración de materia orgánica elevada (Rueda, 2004). P.3. y P.4. se ven afectados por este vertido, por lo que se espera que tengan concentraciones más elevadas que en aguas naturales poco alteradas.

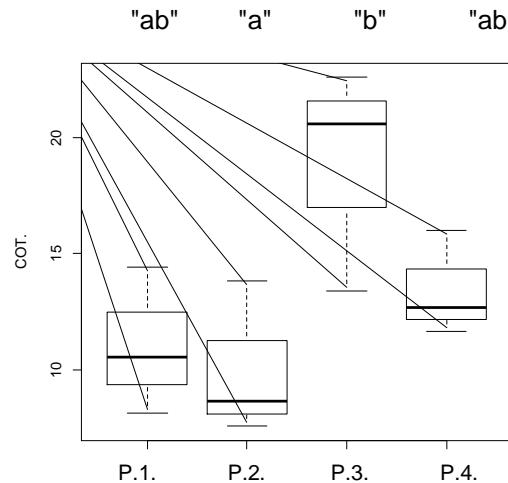


Fig.16. Variación de la concentración d COT media entre los diferentes puntos de muestreo.

Test ANOVA para muestras relacionadas
(F:4,81, p: 0,0489 ,g.l.: 3).

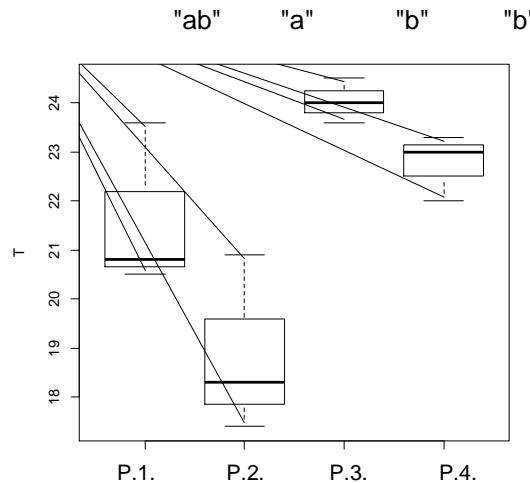


Fig.17. Variación de la Temperatura entre los diferentes puntos de muestreo. Test ANOVA para muestras relacionadas (F: 7,04, p:

0,0216, g.l. 3).

Los sistemas fluviales a diferencia de otros sistemas presentan fluctuaciones considerables en la temperatura debido a su menor profundidad (Bonada et al, 2002), como ocurre con los puntos P.1. y P.2. El vertido a cauce de aguas residuales suele generar un aumento considerable de la temperatura media (Catalán-Lafuente y Catalán-Alonso, 1987), como también se observa en los resultados. La temperatura es importante ya que suele condicionar la distribución de familias de macroinvertebrados (Vivas et al, 2002). En este estudio obtuvo diferencias significativas ($p<0,05$)

Otros parámetros ligados a la materia orgánica que presentan diferencias significativas de un punto a otro son el ión amonio, el amoníaco, y el nitrógeno amoniacal. Los tres parámetros presentan la misma tendencia en los diferentes puntos de muestreo por lo que solo se incluye un gráfico. Los nitritos también presentan diferencias significativas de un punto a otro ($p<0,05$).

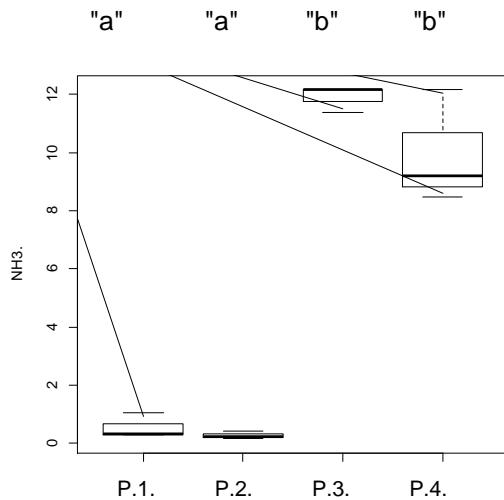


Fig.18. Variación de la concentración de amoníaco entre los puntos de muestreo. Test ANOVA para muestras relacionadas (X:9,075, $p: 0,0283$, g.l.: 3).

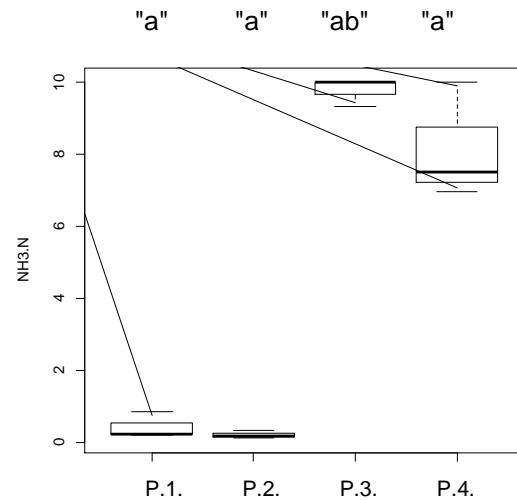


Fig.19. Variación de la Concentración de nitrógeno amoniacal en los diferentes puntos de muestreo. Test ANOVA para muestras relacionadas (X: 9,21, $p: 0,0267$, g.l.: 3).

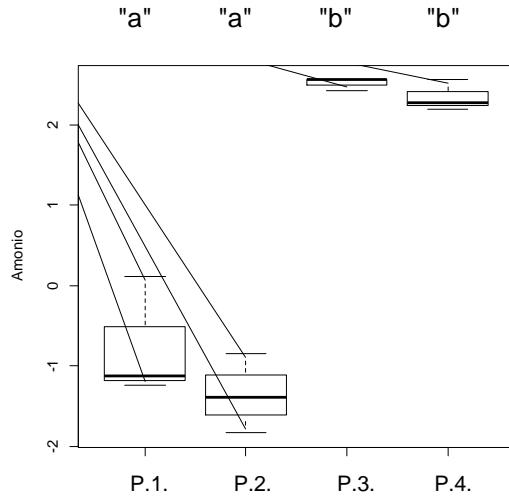


Fig.20. Variación de la concentración de amonio entre los puntos de muestreo. Test ANOVA para muestras relacionadas (X:9,075, $p: 0,0283$, g.l.: 3).

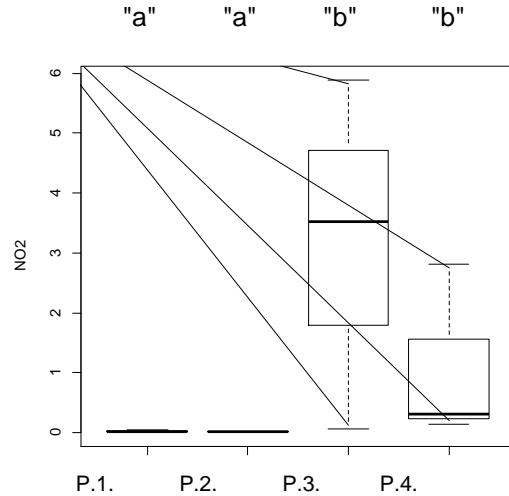


Fig.21. Variación de la concentración de nitritos entre los puntos de muestreo. Test ANOVA para muestras relacionadas (X:9,2065, $p: 0,02667$, g.l.: 3).

Tanto el amonio, como el amoníaco y el nitrógeno amoniacal presentaron los mismos resultados por puntos. Como ocurre con la DQO y el COT, estos parámetros están ligados a la materia orgánica. Los puntos P.3. y P.4. presentaron concentraciones elevadas para estas formas de nitrógeno. Los valores obtenidos para P.1. y P.2. fueron menores que para P.3. y P.4. En el caso de los nitritos, no se observan diferencias significativas ($p<0,05$).

Los fosfatos y el fósforo, al igual que las formas de nitrógeno, se relacionan con la materia orgánica. Como ocurre con los otros parámetros relacionados con las sustancias orgánicas, las mayores concentraciones se obtuvieron para P.3. y P.4. El fósforo no obtuvo valores significativos.

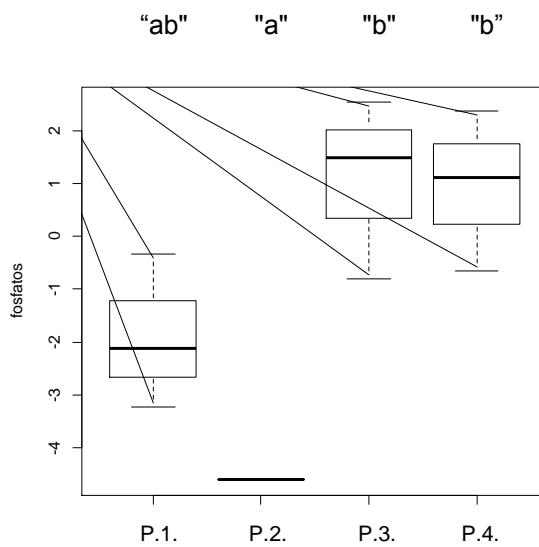


Fig.22. Variación de la concentración de fosfatos entre los puntos de muestreo. Test ANOVA para muestras relacionadas ($X:8,24$, $p: 0,041$, g.l.: 3).

4.3.2. Variación de la calidad ecológica entre los puntos de muestreo

Los parámetros fisicoquímicos influyen en la abundancia y distribución de macroinvertebrados bentónicos. Como se esperaba, la calidad ecológica mostró grandes variaciones de un punto a otro.

Se encontraron diferencias significativas ($p<0,05$) para la Riqueza taxonómica y para el índice IBMWP. Siendo estos índices menores en los puntos de muestreo tras la depuradora.

Como se puede observar la calidad ecológica y la riqueza taxonómica presentaron mejores resultados para los puntos P.1. y P.2.

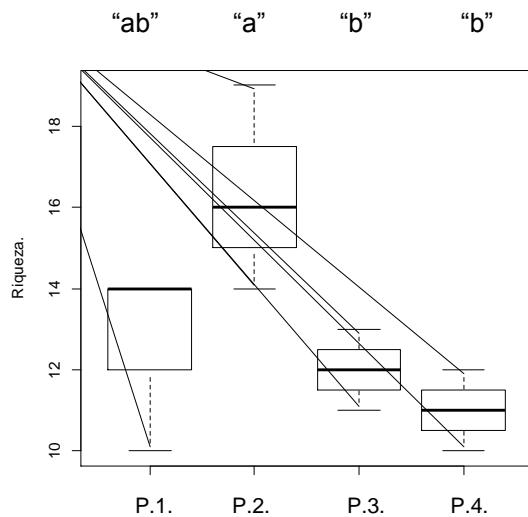


Fig.23. Variación de la Riqueza taxonómica entre los puntos de muestreo. Test ANOVA para muestras relacionadas ($F:14,97$, $p:0,0342$, g.l.:3).

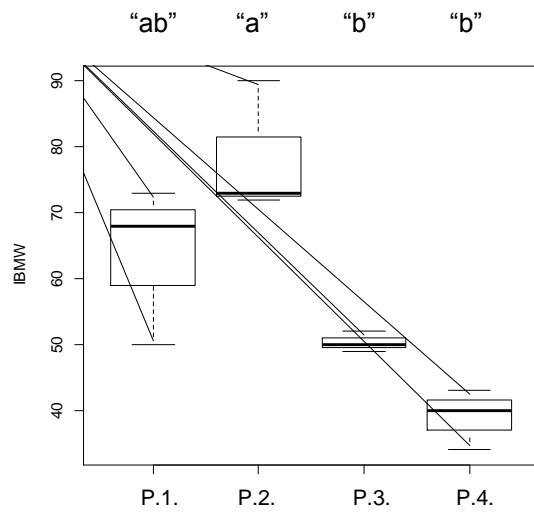


Fig.24. Variación del IBMWP entre los puntos de muestreo. Test ANOVA para muestras relacionadas ($F:4,797$, $p: 0,0492$, g.l.:3).

4.4. Variación de la calidad fisicoquímica y ecológica durante el periodo de tiempo estudiado

4.4.1. Variación de la calidad fisicoquímica del río Isuela durante las fiestas

La elevada variabilidad detectada entre puntos de muestreo no ha permitido establecer diferencias entre los momentos estudiados para la mayoría de las variables fisicoquímicas. El aumento puntual de la población no genera impactos relevantes en los puntos previos a la ciudad (P.1. y P.2.), como era de esperar. Sin embargo, tiene efectos en las características del vertido de la depuradora. Los parámetros físicos y químicos cambiaron sus concentraciones, adquiriendo propiedades con mayor peligrosidad y produciendo la modificación de la calidad ecológica del río. La alteración no solo se observó en el punto de vertido (P.3.). El último punto de muestreo (P.4.) sigue la misma línea de alteración.

La EDAR de Huesca, trata agua residual doméstica y de algunas industrias. En general, el vertido se caracteriza por tener una cantidad de materia orgánica elevada. Los puntos P.3. y P.4. sufrieron un aumento en la concentración de parámetros ligados a la materia orgánica durante las fiestas. Esta tendencia no se observó el punto P.1. y P.2., ya que no están afectados por el vertido.

Observando gráficamente y en conjunto la variación en el tiempo de los cuatro puntos muestreados, no se puede determinar con exactitud lo que ocurre en los puntos P.3. y P.4.; los valores de los parámetros fisicoquímicos de los puntos P.1. y P.2. no siguen la misma línea de contaminación y enmascaran los resultados de P.3. y P.4.

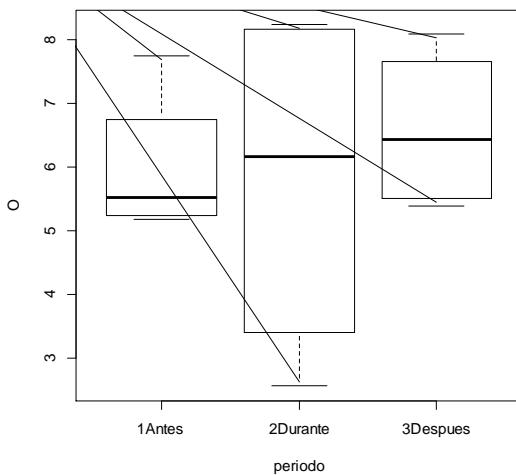


Fig.25. Variación en el tiempo de la concentración de Oxígeno (4 puntos). Test ANOVA de muestras relacionadas ($F:3, p:0,25, g.l.:2$).

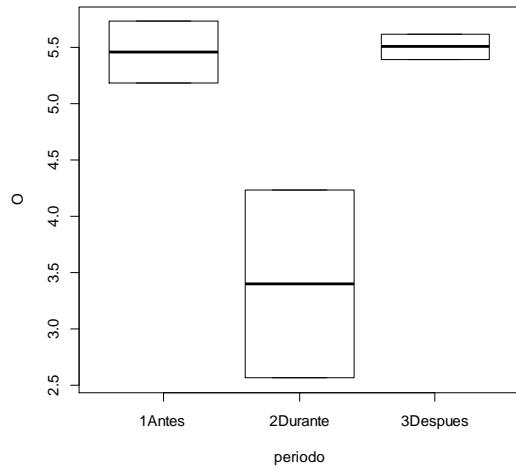


Fig.26. Variación en el tiempo de la concentración de Oxígeno (P.3. y P.4.). Test ANOVA de muestras relacionadas ($F:19,22, p:0,048, g.l.:2$).

Incluyendo los cuatro puntos de muestreo en la base de datos, los resultados adquieren una gran variabilidad. Esto provocó que no se observaran diferencias significativas. Sin embargo, estudiando por separado las muestras de los puntos que se encuentran tras la depuradora (P.3. y P.4.), se obtuvieron diferencias significativas ($p<0,05$). Esto ocurre con los parámetros asociados a la materia orgánica (amonio, el amoníaco, el nitrógeno amoniacial, los nitratos, los nitritos, fósforo y fosfatos) con algunos iones como los sulfatos, cloruros,

fluoruros, además de parámetros como el oxígeno disuelto, el pH y la turbidez. Parámetros como la conductividad, DQO, COT, y la temperatura, se ven afectados pero no en la misma medida que los demás.

Estudio de los puntos P.3. y P.4.

El nitrógeno amoniacal, el amoníaco y el amonio, siguen la misma tendencia; aumentan claramente durante el periodo de fiestas y disminuyen dos semanas después. Debido a la variabilidad de los resultados, no se obtienen valores significativos.

Durante y después del periodo de fiestas, la concentración de P.3. en estos parámetros pasa el límite de detección del método. Por lo que no se puede establecer el valor exacto. Esto ocurre también en el punto P.4. durante el periodo de fiestas. La concentración después disminuye.

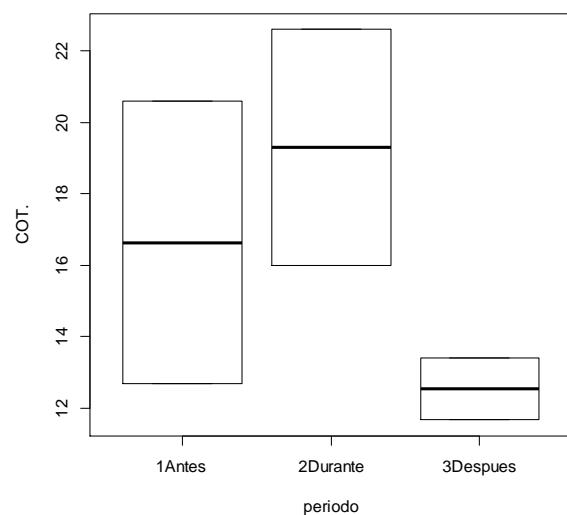


Fig.27.Variación en el tiempo de la concentración de COT. Test ANOVA de muestras relacionadas ($F:119,2, p:0,0082$, g.l.:2)

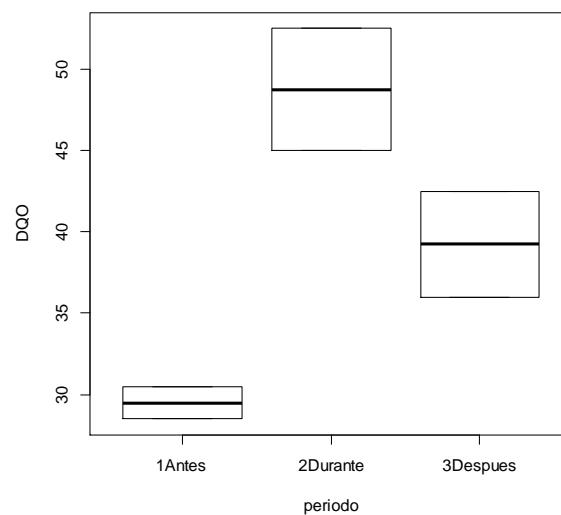


Fig.28.Variación en el tiempo de la concentración de la DQO. Test ANOVA de muestras relacionadas ($F:43,17, p:0,0226$, g.l.:2)

El aumento de la concentración del COT y de la DQO es directamente proporcional al aumento de la materia orgánica. El origen de una alta concentración de COT se deriva de actividades industriales que incluyen vertido de guas residuales agrícolas y urbanas (AWWA, 2002).

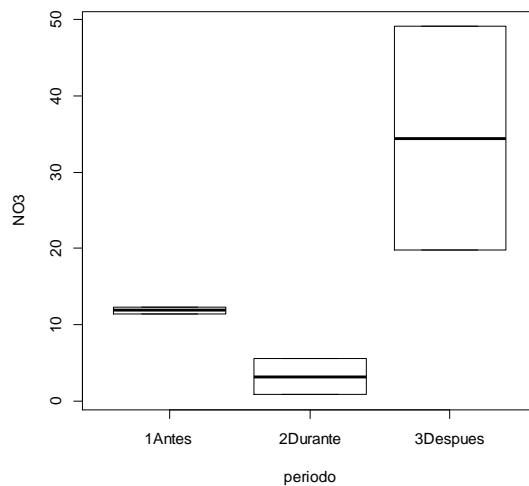


Fig.29. Variación en el tiempo de la concentración de nitratos. Test ANOVA de muestras relacionadas (F:43,17, p:0,0226, g.l.:2)

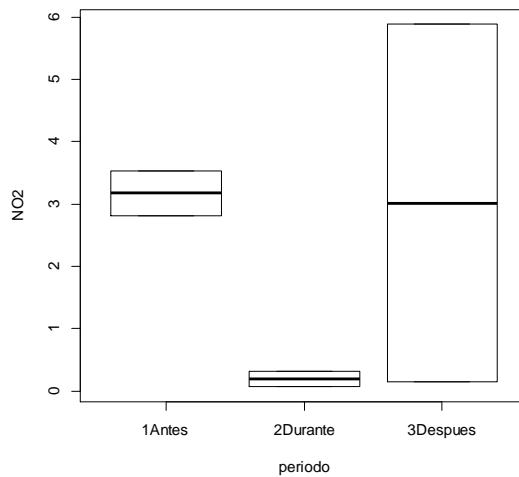


Fig.30. Variación en el tiempo de la concentración de nitritos. Test ANOVA de muestras relacionadas (F:43,17, p:0,0226, g.l.:2)

Cuando empieza a aumentar la cantidad de materia orgánica, las formas de nitrógeno que predominan son el nitrógeno amoniacal, el amoniaco y el amonio. La materia orgánica comienza a degradarse y empiezan a formarse nitratos y nitritos como producto de su oxidación. Estos productos presentan una concentración mayor después de las fiestas, momento en el que la materia orgánica ha disminuido notablemente.

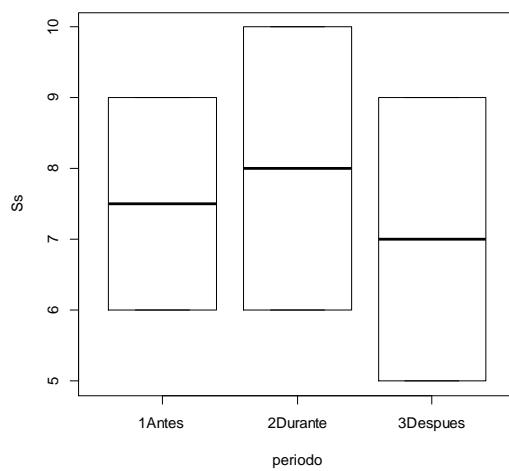


Fig.31.Variación en el tiempo de la concentración de sólidos en suspensión. Test ANOVA de muestras relacionadas ($F:43,17, p:0,0226, g.l.2:$)

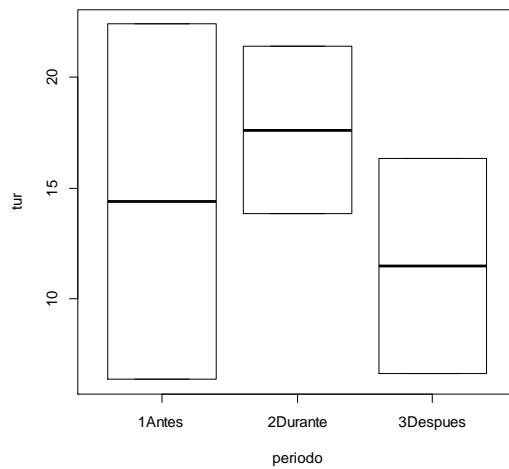


Fig.32.Variación en el tiempo de la concentración de la turbidez. Test ANOVA de muestras relacionadas ($F:19,66, p:0,484, g.l.:2$)

Aunque uno de los principales objetivos de una EDAR es la eliminación de sólidos en suspensión, se obtuvieron valores significativos ($p<0,05$) para los sólidos y para la turbidez.

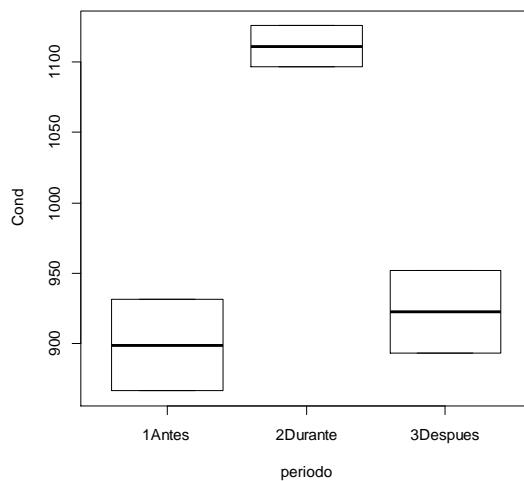


Fig.33.Variación en el tiempo de la conductividad.

Test ANOVA de muestras relacionadas (F:19,66,p0,0484:,g.l.:2)

La conductividad obtuvo valores elevados en todos los puntos muestreados. La litología y geología sobre la que se asienta la cuenca aporta alcalinidad y dureza a las aguas, lo que se relaciona con los sólidos disueltos y con la conductividad.(Ramírez, et al.,1997). La naturaleza del sustrato, determina la composición química de las aguas y su reacción ante posibles alteraciones (Toro et al., 2002).

Desde el punto de vista temporal, los sólidos y los nutrientes son parámetros con un carácter muy fluctuantes. Variables como el pH, la alcalinidad, conductividad, oxígeno disueltos, iones cloruro y sulfatos son más constantes (Toro et al., 2002).

Estudio de los punto P.1. y P.2.

En cuanto a los puntos P.1. y P.2., no se obtuvieron diferencias significativas en el análisis de los resultados fisicoquímicos. Los puntos P.1. y P.2. presentaron características fisicoquímicas parecidas, debido a la proximidad de sus puntos. Llama la atención la alta concentración de cloruros en P.1. Con una media de 57 mg/L en los tres periodos de muestreo. En P.2. se registraron valores entre 38,4 y 20,7 mg/L. Esto puede deberse a la presencia de una surgencia salada en P.1.. La emergencia de aguas saladas en la Hoya de Huesca origina numerosas fuentes y barrancos salados (como la fuente salada de Guara) debido al transporte de salmueras a través de las aguas subterráneas (Puyal et al, 1997).

Antes de las fiestas, el punto P.1. presentó valores elevados de fósforo, amonio, amoníaco y nitrógeno amoniacial. La conductividad, los sólidos en suspensión y la turbidez eran bastante elevados. En este periodo de tiempo pudo producirse el abonado o fertilización de campos colindantes. Un aumento de caudal debido a la lluvia pudo provocar también el aumento de la turbidez y conductividad. En los periodos de muestreo siguientes los valores obtuvieron concentraciones normales.

4.4.2. Variación de la calidad ecológica del río Isuela durante las fiestas

A lo largo del tiempo se obtuvieron diferencias significativas para la riqueza taxonómica y para el índice IBMWP ($p<0,05$). La riqueza disminuyó durante el periodo de fiestas y se recuperó, aunque no totalmente, 15 días después. En cuanto al índice IBMWP, también se detectó una pequeña disminución durante las fiestas y posterior recuperación. De nuevo, la alta variabilidad entre puntos de muestreo empaña la evolución a lo largo del tiempo de los índices biológicos. Por ello, se toman los puntos afectados por la depuradora (P.3. y P.4.) y se procede a su estudio.

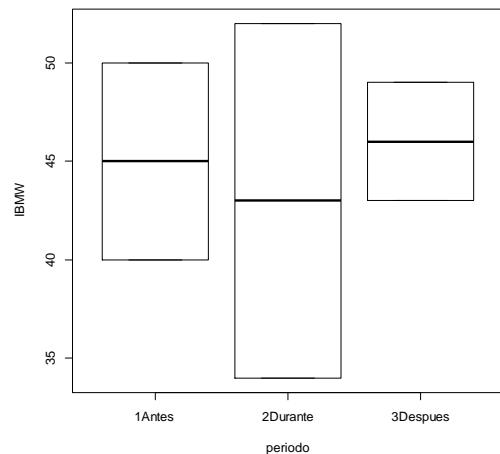


Fig.34. Variación del IBMWP en el tiempo.
Test ANOVA para muestras relacionadas
($F: 19,66$, $p:0,0484$, g.l.:2)

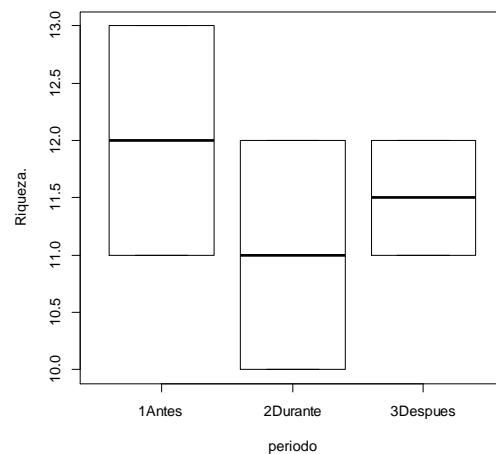


Fig.34. Variación de la Riqueza de especies. Test ANOVA para muestras relacionadas ($F:43,17$, $p:0,0226$, g.l.: 2).

Durante el periodo de fiestas se observó una menor riqueza taxonómica. Dos semanas después, este valor no se restableció. Un ecosistema bajo la presión de la contaminación de caracteriza por poseer un bajo número de familias pero muchos individuos por especies (Roldán, 1999). La riqueza obtiene peores valores en el punto P.4. que en P.3. Durante el periodo de fiestas, en P.3. y en P.4. se registró una menor riqueza con respecto al muestreo anterior, con valores de 12 y 20, respectivamente. Además se encontró un mayor número de familias como *Chironomidae* y *Simulidae*, muy tolerantes a la contaminación por materia orgánica (De La Fuente, 1994).

El índice IBMWP varía, especialmente, sobre puntos de muestreo. En lo que respecta al periodo de tiempo, también se pudo ver que la calidad decreció progresivamente. Los primeros muestreos revelaron que la calidad de agua se podía considerar como “aceptable” para P.3. y P.4. con puntuaciones de 50 y 40, respectivamente. Este valor, indica la evidencia de algunos efectos de contaminación (CHE, 2005). El punto P.4. obtuvo menores valores en el índice IBMWP que P.3. en todos los muestreos. La calidad del último punto de muestreo es peor que en el punto donde la depuradora vierte el agua tratada. Durante las fiestas de San Lorenzo El punto P.4. registró la menor puntuación calculada en todo el estudio; 34 puntos. El estado ecológico para esta puntuación es clasificado como “deficiente”. Se puede considerar que las aguas con esta puntuación están contaminadas.

La Clorofila no obtuvo diferencias significativas debido a la alta variabilidad entre puntos de muestreo en la última campaña. Sin embargo puede verse en la figura 35 que la concentración mediana es mucho mayor en la esa última campaña, a causa del incremento de concentración de clorofila registrado en los puntos 1 y 4.

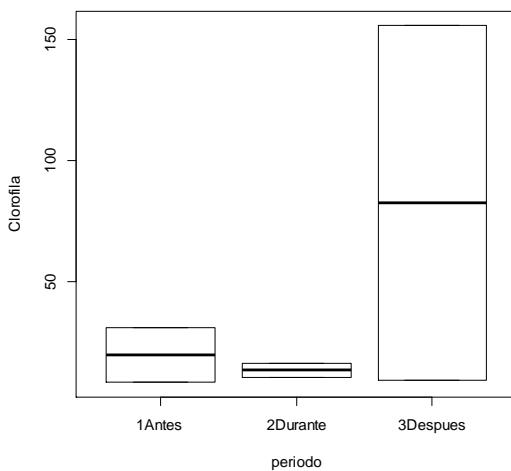


Fig.35. Variación de la concentración de clorofila en el tiempo. Test ANOVA para muestras relacionadas ($F:0,864$, $p:0,536$, g.l.:2)

El nitrógeno y el fósforo son nutrientes esenciales para el crecimiento. Cuando se descargan en un ambiente acuático, pueden dar origen al crecimiento excesivo de algas (Noyola, 2010).

El desarrollo de la biomasa del perifiton se ve favorecido por una alta incidencia en la radiación solar. Otros factores son el sustrato, la corriente y la temperatura (Giorgi y Feijoó, 2010). Aunque otros autores afirman que también importa la conductividad, el pH, la temperatura o la calidad del sustrato. El perifiton elimina sustancias tóxicas y desechos por procesos de biosorción, biominerilización y bioacumulación (Montoya y Aguirre, 2013).

Los contenidos altos en nutrientes permiten el establecimiento y subsistencia de comunidades perifíticas. Los nutrientes comienzan a ser degradados, se reciclan y la comunidad de perifiton aumenta. La población de perifiton se incrementa hasta la tercera o cuarta semana, cuando comienza a disminuir notablemente (López et al., 2010). En el punto P.4. se produjo un aumento de la concentración de nutrientes que propició el desarrollo de comunidades perifíticas, lo que se traduce en un aumento de la clorofila. Por otro lado, la presencia de materia orgánica debida a los vertidos provoca el crecimiento de heterótrofos y el consumo de oxígeno. En P.4. el aporte de materia orgánica de la EDAR adquiere mayor importancia que la de nutrientes. Por este motivo, no se observa un aumento en la concentración de clorofila, ya que, al encontrarse mayor cantidad de materia orgánica, predomina el desarrollo heterotrófico.

Los índices relacionados con los macroinvertebrados (riqueza, índice Shannon e índice IBMWP) y la concentración de clorofila suponen indicadores biológicos de procesos o estados del sistema. Según Ospina y Peña (2004), la contaminación de un sistema acuático se refleja en tres clases de fenómenos : 1) modificación de la estructura poblacional, 2) aparición y proliferación de especies asociadas a determinados aportes y 3) desaparición de más o menos rápida y gradual de la totalidad o parte de la población inicial. En este estudio se ha detectado una disminución en la calidad ecológica, la riqueza y la diversidad de macroinvertebrados durante las fiestas de San Lorenzo y una posterior recuperación. En cuanto al perifiton, la respuesta es más lenta, ya que el incremento de biomasa se produce en el punto 4 y en la tercera campaña, coincidiendo con incrementos en las diferentes formas de nitrógeno inorgánico.

Estudio de los puntos P.1. y P.2.

Cuando se estudian los puntos P.1. y P.2. no se obtiene ninguna diferencia significativa para ningún parámetro relacionado con la calidad biológica.

Los mayores valores del índice IBMWP se registraron antes de las fiestas. El índice IBMWP alcanza valores máximos para P.2. de 90, considerando su estado ecológico como “bueno”. En este mismo rango se encuentra el máximo de P.1., que alcanzó una puntuación de 73. En los períodos posteriores la calidad disminuyó. Tras las fiestas, el estado ecológico se obtuvo una calificación de “bueno” para P.1. y “aceptable” para P.2. La riqueza de especies en P.1. descendió considerablemente después de las fiestas con un valor de 10 familias encontradas. Antes y durante San Lorenzo obtuvo un valores de 14.. P.2. Obtuvo una riqueza máxima de 19 familias en el periodo previo a las fiestas. Después, obtuvo 14 familias.

El punto P.1. registró un aumento relevante en la concentración de clorofila-a después de las fiestas, con respecto a los períodos anteriores. En el primer muestreo se encontraron valores considerablemente altos de fósforo, amoníaco y amonio, revelando un estado eutrófico que debió aumentar la población de perifiton. El crecimiento se observó en el último muestreo.

5. Comunidad de macroinvertebrados

5.1. Composición y estructura de la comunidad

En total, se identificaron 25 familias, con un total de 11722 individuos. El gran grupo fue el de los dípteros, seguido por efemerópteros, crustáceos y moluscos (Fig.36.). En las zonas donde se encuentra mayor contaminación orgánica— (puntos P.3. y P.4.) predomina la presencia de oligoquetos y quironomidos frente el grupo de efemerópteros.

Hubo poca abundancia de Plecópteros, Tricópteros y Coleópteros.

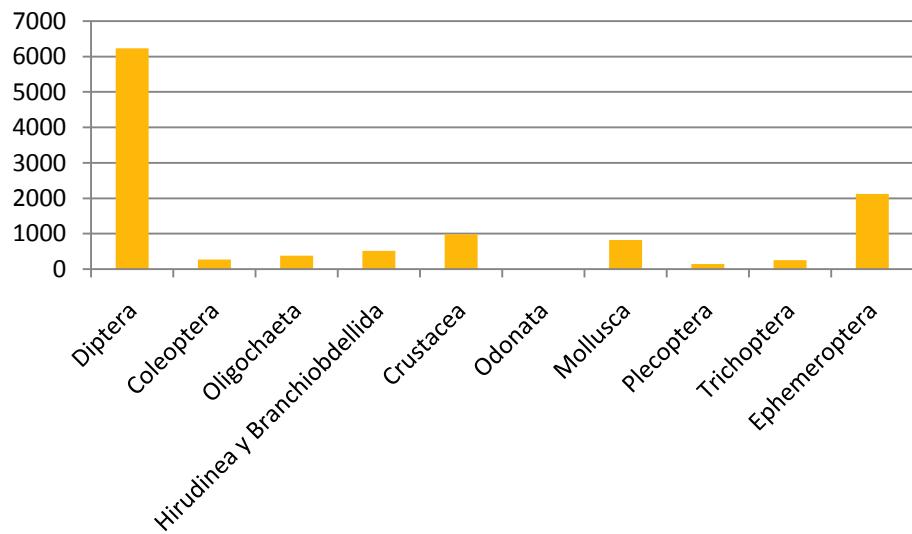


Fig.36. Abundancia de los grupos encontrados. Las familias más representadas son *Chironomidae*, *Simulidae* y *Baetidae* (Fig.37.) con un 38,08 %, 14,37% y 15,31 %, respectivamente. En las zonas con mayor polución orgánica se encuentran familias como *Glossiphonidae*, *Chironomidae*, *Simulidae* y *Physidae*. Las familias menos representadas fueron *Neumoridae*, *Gomphidae*, *Haemopidae*, *Erpobdellidae* y *Tipulidae*.

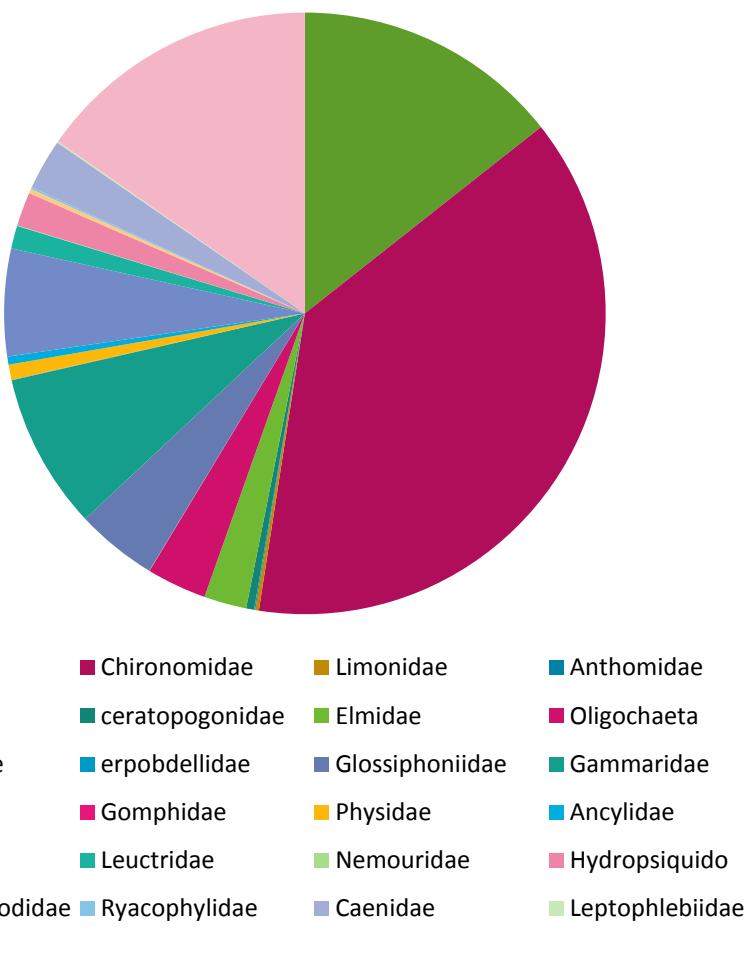


Fig.37. Abundancia de familias encontradas

Se encontraron tres familias de moluscos a lo largo de los 6,5 km de tramo estudiado: *Ancylidae*, *Physidae* y *Lymnaeidae*. Éstos tienen una puntuación de 6, 3 y 3, respectivamente, según la puntuación para el cálculo del índice IBMWP. Su presencia está asociada a pH básico y alcalinidad alta, condiciones óptimas para la formación de conchas (Oyaga et al., 2004). La familia *Ancylidae* presenta alguna exigencia respecto a la disponibilidad de oxígeno, aunque soporta cierto grado de polución orgánica (Oscoz, 2009). Sin embargo *Lymnaeidae* es bastante tolerante a la contaminación orgánica. Es frecuente encontrar a la familia *Physidae* en depuradoras, ya que son los que soportan un mayor grado de contaminación orgánica (Oscoz, 2009). La zona geológica sobre la que se asienta la cuenca del río Isuela se caracteriza por la presencia de calizas, rocas muy solubles que aportan al suelo y al agua características alcalinas. La conductividad aumenta con la

cantidad de sólidos. En aguas alcalinas es frecuente la presencia de moluscos como *Physidae* (Alba-Tercedor et al., 2002).

Se encontraron dos familias de crustáceos a lo largo del estudio: *Gammaridae* y *Athyidae*. Los gamáridos pueden aumentar sus densidades si se produce un aumento de la materia orgánica (Oscoz, 2005; Pujante, 1997). *Atyidae* soporta bien incrementos moderados de materia orgánica y reducciones de caudal. Se asocia a buena calidad del agua (Oscoz, 2005). Se suelen asociar a aguas eutróficas (Vivas et al. 2002). La riqueza de crustáceos se encuentra relacionada especialmente con la conductividad (Vivas et al., 2002)

Del grupo *Ephemeroptera* se encontraron tres familias en el tiempo y en el espacio: *Caenidae*, *Baetidae* y *Leptohlebiidae*. De este último se encontraron pocos ejemplares en el primer muestreo de A.1. y A.2. Cuando la conductividad supera los 1000 µS/cm, la presencia de efemerópteros se reduce (Oyaga et al. 2004). Existen familias de efemerópteros muy sensibles a la contaminación, pero la familia *Baetidae* es tolerante a niveles moderados de contaminación orgánica. La familia *Caenidae* presenta mucha resistencia frente a la contaminación o a las alteraciones ambientales. (Oscoz, 2005). La familia *Baetidae* presenta mayor abundancia de las encontradas del grupo de efemerópteros. *Leptophlebiidae* no tolera la contaminación. Se considera un buen indicador de calidad (Oscoz, 2005). La familia *Baetidae* y *Caenidae* suelen preferir lugares con poca corriente y en presencia de aniones bicarbonato (Molina et al., 2008).

Los plecópteros no abundan en ningún muestreo, aunque si que se encuentran algunos ejemplares de larvas. Se consideran que son buenos bioindicadores mientras se encuentran en estado de ninfas. , las ninfas son muy sensibles a la contaminación (Gambola et al., 2008). No se encuentra ninguna ninfa durante el periodo estudiado. De este grupo se encontraron, la familia *Leuctridae* y *Nemouridae*. La primera familia se caracteriza por ser animales colectores que se alimentan de materia orgánica. Esto les hace ser parcialmente más tolerantes a pequeños incrementos de la materia orgánica que otro plecóptero (Oscoz, 2005)(Vivas et al. 2005). Este puede ser el motivo por el que se encontraron unos pocos ejemplares durante las fiestas de San Lorenzo en el punto donde la depuradora vierte sus aguas. Se encuentran poco ejemplares de la familia *Nemouridae* en P.1. durante el segundo muestreo. Toleran pequeñas cargas orgánicas.

Únicamente se encuentra una familia del grupo de odonatos: *Gomphidae*. Esta familia es indicadora de aguas limpias aunque tolera cierta alteración del medio (Oscoz, 2005). Se encuentra un ejemplar en el punto P.1. durante el primer muestreo.

Los coleópteros son una familia cuya razón obedece a que es común encontrarlos en zonas idénticas temporales con valores altos de temperatura, conductividad y dióxido de carbono (Oyaga et al., 2004). Como ocurre con el grupo de odonatos, solo se encuentra una familia de coleópteros, pero con una mayor abundancia: *Elmidae*. Estos precisa de agua fría rica e oxígeno lo que hace que se les asocie a la existencia de cierta calidad del agua (Oscoz, 2005).

Se encuentran tres familias de tricópteros: *Hydropsychidae*, *Polycentropodidae* y *Rhyacophilidae*. La familia *Hydropsychidae* no es un grupo especialmente indicador de la calidad del agua. (Oscoz, 2005). Esta familia se encuentra a lo largo de todo el estudio en todos los puntos de muestreo excepto en D.2. *Polycentropodidae* soporta cierta mineralización de las aguas. Son sensibles a la reducción de la oxigenación por lo que se asocia a un estanco de calidad de agua moderadamente buena. *Rhyacophilidae* tiene cierta sensibilidad ante la polución y requiere de altas concentraciones de oxígeno lo que les hace indicadores de calidad (Oscoz, 2005). Estas dos últimas familias se han encontrado solo para el punto P.2. Aunque se encontró un ejemplar de *Polycentropodidae* en el punto P.1. durante la primera campaña de muestreos.

El orden *Diptera* está representado por cuatro familias: *Simulidae*, *Chironomidae*, *Limonidae*, *Anthomidae*, *Tipulidae* y *Ceratopogonidae*. Se encuentran pocos ejemplares de *Anthomidae*, *Tipulidae*. Sobre todo se observaron en los puntos P.1. y P.2. Éstos no se consideran como un grupo especialmente sensible ya que toleran cierto niveles de polución orgánica en el agua (Oscoz, 2005). En el vertido se encuentra un ejemplar de *Tipulidae* durante el primer muestreo. La familia *Ceratopogonidae* se encuentra en el estado intermedio de larva a adulta (ninfas). Soportan incrementos de la carga orgánica del río (Oscoz, 2005) (Bonada et al. 2000). Las familias que presentaron mayor abundancia fueron *Simulidae* y *Chironomidae* en los puntos P.3. y P.4., especialmente. La familia *Chironomidae*, en estado larvario, es indicador de presencia de contaminación por sustancias orgánicas ya que este presenta una gran tolerancia a la materia orgánica (Gambola, et al., 2008). Toleran condiciones de falta casi total de oxígeno (Oscoz, 2005). Los simúlidos toleran cierta polución orgánica (Oscoz, 2005).

Aparecieron varias familias de Hirudineos: *Glosiphonidae*, *Haemopidae* y *Erpobdellidae*. Aunque de estos dos últimos solo se encontraron un par de ejemplares: *Erpobdellidae* en el punto P.3. durante el periodo de fiestas y *Haemopidae* en el punto P.4. en la última campaña de muestreo. La familia *Glossiphonidae*, generalmente, se ve favorecida por en ambientes con materia orgánica (Rivera et al., 2013).

5.2. Organización de la comunidad a lo largo del tramo y periodo estudiados

Se elaboró un PCA (Análisis de componentes principales) con el objetivo de sintetizar la información obtenida de los diferentes puntos de muestreo a lo largo del tiempo estudiado. De esta manera se pudo determinar cómo se distribuyeron las familias en las muestras.

La gráfica se modificó para facilitar su interpretación, ya que las familias estaban superpuestas.

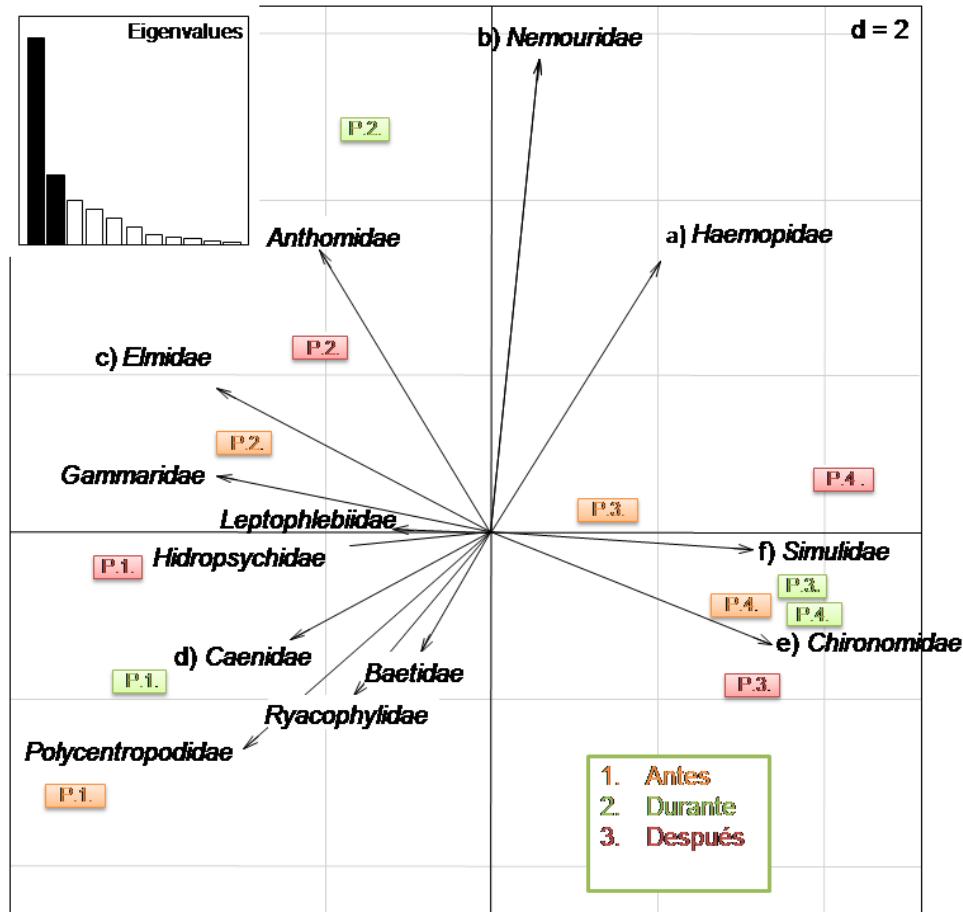


Fig.38. Análisis de Componentes Principales (PCA) de la abundancia de familias en relación a los puntos de muestreo. Las familias con la misma letra se encontraban superpuestas: a) *Haemopidae*, *Tipulidae*, *Gomphidae*, *Erpobdellidae*; b) *Neumoridae*, *Atyidae*; c) *Elmidae*, *Leuctridae*, *Ancylidae*, *Lymnaeidae*; d) *Caenidae*, *limonidae*; e) *Chironomidae*, *Glossiphonidae*, *Oligochaeta*, *Ceratopogonidae*; e) *Simulidae*, *Physidae*. (Valor ejes; Ax1: 11,9. Ax2: 3,998).

El segundo eje explicó el 16 % de la varianza. A lo largo del primer eje se distribuyeron los puntos de muestreo. Los puntos tras la depuradora (P.3. y P.4.) se localizaron a la derecha del eje (parte positiva), mientras que los puntos P.1. y P.2. se situaron en la izquierda (parte negativa). Las familias *Gammaridae*, *Hydropsychidae* y *Leuctridae* fueron las más representativas en la parte negativa del primer eje. En la parte positiva de este mismo eje, *Simulidae*, *Chironomidae* y *Glossiphonidae* eran las familias más importantes.

Los puntos P.3. y P.4. quedaron concentrados, en valores centrales del segundo eje, por lo que su correlación con el primer eje fue baja. Por el contrario, P.1. y P.2., se distribuyeron a lo largo del segundo eje, con las muestras del punto 1 en los valores negativos y las del punto 2 en los valores positivo, siguiendo un gradiente, que con alguna excepción, se relaciona con el temporal. P.1. y P.2. se separan en el tiempo. En ambos puntos de observa una pérdida en la calidad consecuencia del verano, pero en P.1. la calidad decrece en mayor grado que P.2. Por ello, siguen una evolución diferente. Esto no se observa el P.3. y P.4. ya que su calidad no se ve afectada por las fiestas de san Lorenzo y por el aumento de la población, y siguen una evolución constante en los índices biológicos.

Los puntos de muestreo quedaron por lo tanto separados en dos grandes grupos (P.1. y P.2. por un lago y P.3. y P.4. por otro). Esto es debido a la gran variación entre los taxones encontrados en cada punto. P.1. y P.2. obtuvieron taxones con mayor valor ecológico.

La materia orgánica condiciona los patrones de distribución de macroinvertebrados (Vivas et al., 2002). En este estudio, cuando la contaminación por materia orgánica y nutrientes se incrementó, en P.3. y P.4. empezó a aumentar el número de familias y de individuos de grupos tolerantes a la presencia de sustancias orgánicas, como *Chironomidae*.

Chironomidae aumenta su densidad cuando hay bajos niveles de oxígeno (Rivera et al, 2008). La mayoría de las familia de dípteros presentan un crecimiento rápido y son tolerantes a la disminución de la calidad de la calidad del agua (Moya et al 2009). El aumento de su frecuencia relativa respecto al total de macroinvertebrados nos indica que existe alguna perturbación en el ecosistema (Ladrera, 2012). D

Los simúlidos soportan cierta polución orgánica (Oscoz, 2005). Viven en aguas oligotróficas, limpias y bien oxigenadas (Rivera et al, 2008).

La familia *Physidae* se vio favorecida por el enriquecimiento orgánico, al igual que *Chironomidae* (Vivas et al, 2002). *Glossiphonidae* viven en aguas quietas y de poco movimiento, sobre troncos, plantas, rocas o residuos vegetales. Toleran bajas concentraciones de oxígeno y altas concentraciones de materia orgánica, por lo que se consideran indicadores de aguas contaminadas por efecto de la contaminación orgánica.

A lo largo del estudio, en P.3. y P.4., las familias con mayor tolerancia a la materia orgánica incrementaron el número de individuos. Estas familias aparecieron a lo largo de todo el estudio, pero cuando los niveles de contaminación orgánica aumenta, estas tres familias se ven favorecidas.

Hydropsychidae son indicadores de aguas limpias y medianamente contaminadas (Rivera et al, 2008). No son muy exigentes en cuanto a la calidad del agua, por lo que suelen aparecer en la mayoría de tramos fluviales (Ladrera, 2012). El número de individuos encontrados mientras avanza el estudio disminuye. La familia *Leuctridae* vive en el fondo de cauces de aguas frías, bien oxigenadas y libres de contaminación, por lo que son ampliamente utilizados como bioindicadores de la calidad. Se capturaron una mayor cantidad de estos ejemplares al comienzo del estudio.

Gammaridae se encuentra en aguas poco alteradas (Bargos et al, 2000). Se encuentran mas individuos en P.2. que en P.1. Su presencia en P.3. es casi nula, mientras que en P.4. es totalmente nula. Estas familias suelen estar presentes en aguas limpias. El número de individuos encontrados disminuyó a medida que el estudio avanzó

La calidad ecológica es tan diferente entre los puntos previos a la ciudad y los posteriores debido al efecto continuado del vertido sobre el cauce. Las poblaciones de macroinvertebrados se diferencian mucho de P.1. y P.2. a P.3. y P.4., como consecuencia.

6. Conclusiones

El aumento puntual de la población no genera impactos significativos en las variables f_q en los puntos de muestreo previos a la ciudad (P.1. y P.2.). Sin embargo, los puntos tras la depuradora se ven notablemente afectados a causa del cambio de las características del vertido, más peligrosas para el ecosistema de destino (P.3.). Estos efectos se ven reflejados, también, en el último punto de muestreo (P.4.).

P.1., antes de las fiestas, obtuvo unos resultados en la calidad fisicoquímica influenciadas por razones antropogénicas, ajenas al estudio. Los impactos a los que se ven sometidos P.3. y P.4. provocan la gran diferencia entre la calidad de estos dos puntos y los dos puntos previos a la ciudad de Huesca. Las variables fisicoquímicas en P.3. y P.4. mostraron valores constantes, lo que parece indicar que la depuradora es capaz de amortiguar el efecto del incremento de la población. Los nutrientes son los parámetros que más se han visto alterados. El pH, la conductividad, y el oxígeno disuelto indicaron signos de contaminación reciente.

El aumento de la población generó un aumento de la materia orgánica y de los nutrientes en las aguas residuales urbanas. Las especies de fósforo y Nitrógeno, ligadas a la materia orgánica aumentan. Las formas de nitrógeno amoniacal, amoníaco y amonio predominan durante el periodo de fiestas. Dos semanas después predominan nitratos y nitritos.

Los índices biológicos (Riqueza, índices de Shannon e IBMWP) en P.1. y P.2. sufrieron un descenso ligado al transcurso del verano, aunque la calidad en éstos fue mayor a la de P.3. y P.4. a lo largo de todo el estudio. La calidad en P.3. y en P.4. es muy baja durante todo el periodo. El índice IBMWP presentó fuertes correlaciones con la contaminación y la concentración de nutrientes asociados a ésta.

Los puntos P.3. y P.4. estaban alterados antes de las fiestas, por lo que el impacto que se produce en ese periodo concreto no es destacable. Esto se refleja en los valores constantes de las variables fisicoquímicas y biológicas. El vertido de la depuradora supone un aporte de materia orgánica al río Isuela de forma continua durante todo el año, lo que implica la presencia de organismos poco sensibles a la polución orgánica.

El incremento de materia orgánica tras las fiestas tiene como consecuencia un incremento de nitrógeno y fósforo inorgánico, produciendo una reacción del perifiton con cierto retraso.

El perifiton no mostró cambios que puedan atribuirse exclusivamente al aumento de la población. Después de fiestas se pudo comprobar que las comunidades de macroinvertebrados y perifiton se recuperaban de forma más lenta que los parámetros fisicoquímicos.

El PCA demuestra la gran diferencia en la calidad ecológica entre los dos puntos previos a la ciudad y los dos posteriores.

7. Bibliografía

- Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua de Andalucía (SIAGA). Vol. II. 203-2013. ISBN.: 84-7840-262-4. Disponible en: <http://ocw.atica.um.es/ciencias/ecologia/lectura-obligatoria-1/pubalbaj1996p203.pdf>. Consultado en Junio de 2015.
- Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Robles, S., Sáinz-Cantero, C.E., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M.A., Toro, M., Vidal-Abarca, M.R., Vicas, S., Zamora-Muñoz, C. (2002). Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP). Limnética 21(3-4). Págs. 175-185.
- Alba-Tercedor, J. y Sánchez_Ortega, A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). Limnética, 4. Págs 51-56.
- Álvarez Carrión, S.M. y Pérez, Rivera, L. (2007). Evaluación de la calidad de agua mediante la utilización de macroinvertebrados en la subcuenca de Yeguare, Honduras.
- Álvarez, S. (2005). La descomposición de material orgánica en humedales: la importancia del componente microbiano. Ecosistema, 14(2). Págs. 17-29.
- APHA (1995). Standard methods for the examination of water and wastewaters. American Public Health Association. Washington D.C.
- Aznar Jiménez, A. (2000). Determinación de los parámetros físico- químicos de la calidad de las aguas. Gestión Ambiental. Vol 2(23), págs. 12-19.
- Bonada, N., Prat, N., Munné, A., Plans, M., Solá, C., Álvarez, M., Pardo, I., Moyá, G., Ramon, G., Toro, M., Robles, S., Avilés, J., Suárez, M.A., Vidal-Abarca, M.R., Mellado, A., Moreno, J.L., Guerrero, C., Vivas, S., Ortega, M., Casas, J., Sánchez-Ortega, A., Jáimez-Cuéllar, P., Alba-Tercedor, J. Intercalibración de la metodología GUADALMED. Selección de un protocolo de muestreo para la determinación del estado ecológico de los ríos mediterráneos. 2002. Limnética. Revista de la Asociación Española de Limnología. Volumen especial. Resultados del proyecto guadalmed sobre el Estado Ecológico de los ríos del Mediterráneo. Vol. 21(3-4-). Págs. 13-32.

- Bonada, N., Riera devall, M., Prat, N. (2000). Temporalidad y contaminación como claves para interpretar la biodiversidad de macroinvertebrados en un arroyo mediterráneo (Riera de Sant Cugat, Barcelona). *Limnética* 18. Págs. 81-90.
- Campo Oliván, J.M., Manrique Persiva, E., Terreros Ceballos, J. (1984). Aspectos estructurales del sector agrario en la Hoya de Huesca. *Gráficas Venus S.A.*
- Castillo Martín, A. (1986). Las aguas residuales urbanas en Andalucía. *Revista de Estudios Andaluces*, nº 7, págs. 51-60.
- Catalán-Lafuente, J., Catalán-Alonso, J.M. (1987). *Ríos. Caracterización y calidad de sus aguas*. Editorial DIHIDROX.
- Casco, M.A., Toja, J. (2003). Efecto de la fluctuación de nivel del agua en la biomasa, la diversidad y las estrategias del perifiton de los embalses. *Limnética* 22(1-2), págs.. 115-134.
- Confederación Hidrográfica del Ebro, Zaragoza (2010). Subcuenca del Rio Isuela.
- Confederación Hidrográfica del Ebro, Zaragoza (2005). 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, fitobenton (microalgas bentónicas), macrófitos, invertebrados bentónicos e ictiofauna (2005).
- Confederación Hidrográfica del Ebro (2011). Determinación de las aguas afectadas o en riesgo por nitratos de origen agrario 2008-2011.
- Cuchi Oterino, J.A. y Castán Escribano, S. (2006). Comarca de la Hoya de Huesca. Capítulo I: De la Naturaleza.
- Cuchí, J.A., Montes, L., Justes, J., Lafragüeta, I. (2005) Roca y Agua. El Condicionamiento del entorno y el desarrollo histórico de la ciudad de Huesca. Salduie nº5. Págs.. 159-175.
- De Vargas, L. (2004). Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida. Manual I: Teoría. Tomo II. Capítulo I.
- Elosegui, A., Sabater, S. (2009). Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Capítulo: Presentación. Importancia de los ríos.
- Fraile, H., Leonardo, J.M., De Bikuña, B.G., Larumbe, I. (2008). Seguimiento de la calidad de un embalse de abastecimiento de agua potable según las directrices de la Directiva Marco (Embalse de Añarbe, Cuenca Norte). *Limnética*, 27(2): págs. (2008).

- Galicia Chacón, L., Molina Frechero, N., Oropeza Oropeza, A., Gaona, E., Juárez, López, L. (2011). Análisis de la concentración de Fluoruro en agua potable de la delegación Tláhuac, Ciudad de México.
- Galvín Marín, R. (2013). Situación actual de la vigilancia y control de vertidos a sistemas público de saneamiento en España. Empresa Municipal de Aguas de Córdoba. S.A.
- Gambola, M., Reyes, R., Arrivillaja, J. (2008). Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. Revisiones. Boletín de Malariología y salud ambiental. Vol XLVIII (2). Págs. 109-120.
- García-Ruiz, J.M., Puigdefábregas, J., Creus, J. (1986). Los recursos hídricos superficiales del alto Aragón. Instituto de Estudios Altoaragoneses. Colección de estudios Altoaragoneses, vol 2.
- Giorgi, A., Feijoó, C. (2010). Variación temporal de *Egeria densa* Planch. En un arroyo pampeano. Limnetica, 29(2)pás 269-278.
- Google Maps. Disponible en: <https://www.google.es/maps/@42.1216931,-0.3714912,46201m/data=!3m1!1e3>. Consultado en Junio 2015. '
- Grau Lasheras, J.J., Castiella Muruzábal, J., Areta Morondo, P., Rubio Etxarte, M., Tobar Goenaga, J., Gaspar Martín, S., Lizaso Mujika, M. (2011). Estudio de determinación de índices bióticos en 87 puntos de los ríos de Navarra. Gobierno de Navarra.
- Gualdoni, C.M. y Oberto, A.M. (2012). Estructura de la comunidad de macroinvertebrados del arroyo de Achiras (Córdoba, Argentina): análisis previo a la construcción de una presa. Iheringia, Série Zoología, Porto Alegre, vol 102 (2). Págs.. 177-186.
- Guerrero, L., Aquirre, J., Barahona, A., Huiliñir, C., Montalvo, S. (2014). Eliminación de nitrato, azufre y materia orgánica compleja mediante desnitrificación simultánea autótrofa y heterótrofa. Universidad Técnica Federico Santa María, Valparaíso, Chile.
- Hermosilla Gómez, Z. (2912). Calidad de aguas costeras bajo la directiva Marco del Agua. Diseño de la red de control operativo en la Comunidad Valenciana. Universidad Politécnica de Valencia.
- Huertas, R., Marco, C., Ibarguren, N., Ordás, S. (2013). Guía práctica para la depuración de aguas residuales de pequeñas poblaciones. Confederación Hidrográfica del Duero.

- Informe de estado de medio ambiente.2015. Gobierno de Navarra. Calidad físico química de las aguas superficiales. Disponible en:
http://www.navarra.es/NR/rdonlyres/EDBF4579-B4A8-459A-B99E-CD331AA4F0DE/0/2red_control_fisico_quimico.pdf. Consultado en Junio 2015.
- Instituto Aragonés del Agua. Visor de Infraestructuras del ciclo del agua (VICA). Disponible en:
<http://aplicaciones.aragon.es/VICA/public.xhtml;jsessionid=b8098edae0791becc03ffa9b974d6232a19117a2ab12469b40bef5978a1391e2.e3iQc3aObNiPe34Kc3yOahuNa3z0>. Consultados el 1 de Julio de 2015.
- Iñaguez, L.S., Gutiérrez Corona, C.G., Galeana Miramontes, L., López Mendoza, A. (2007). El impacto de la actividad turística en la calidad bacteriológica del agua de mar. Gaceta ecológica 82 págs 69-76.
- López Hernández, M., Ramón Espinosa Mª. G., Figueroa Torres, Mª. G., Flores Marcías, A., Lind, O.T. (2010). Efecto del agua tratada sobre la biomasa del perifiton de dos sitios del área lacustre de Xochimilco utilizando microcosmos artificial. Sociedades Rurales, Producción y Medio Ambiente. Vol 10 (19), págs. 39-62.
- López, P.J., Salazar, S., Figueroa, Y., López, C., Fuentes, J.L. (2009). Calidad bacteriológica y fisicoquímica de aguas y sedimentos de cuatro playas de las costas del estado Nueva Esparta. CIENCIA 17(4), págs. 271-280.
- Mallada, L. (1878). Memorias de la comisión del mapa geológico de España. Descripción física y geológica de la provincia de Huesca. Instituto de Estudios Altoaragoneses. Fascímil.
- Margalef, R. (1958) Information theory in ecology. General Systems, vol 3. Págs. 36-71.
- Margalef, R. (1983) Limnología. Ediciones OMEGA S.A.
- Marín Galvín, R. (2004). Características físicas, químicas y biológicas del agua. Empresa Municipal de Aguas de Córdoba (EMACSA).
- Márquez-González, A.R. Y Sánchez-Crispín, A. (2007). Turismo y ambiente: percepción de los turistas nacionales en Bahía de Banderas, Nayarit, México. Investigación Geográfica. Boletín del Instituto de Geografía, UNAM. N° 64, págs. 134-152.
- Molina, E. (1986). Excursión al cretácico superior y paleógeno del pre-pirineo oscense en el sector de Arguis. Memorias I: Jornadas paleontología, Págs, 235-247.

- Molina, C., Gibon, F.M., Pinto, J., Rosales, C. (2008). Estructura de macroinvertebrados acuáticos en un río Altoandino de la cordillera real, Bolivia: Variación anual y longitudinal en relación a factores ambientales. *Ecología aplicada*. Vol 7. Págs. 106-116.
- Montoya Moreno, Y., Aguirre, N. (2013). State of the art on periphyton knowledge in Colombia. *Gestión y Ambiente*. Vol16(3). Págs. 91-117.
- Moya, N, Gibón, F.M., Oberdorff, T, Rosales, C., Domínguez, E. (2009). Comparación de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos intermitentes y permanentes del Altiplano Boliviano: implicaciones para el futuro cambio climático. *Ecología Aplicada*, 8(2). Págs. 105-114
- Muñoz Duque, S.E., García González, J.J., Correa Londoño, G., Atencio García, V.J., Pardo Carrasco, S.C. (2012). Efectos del perifiton sobre los parámetros fisicoquímicos del agua en estanques con policultivo de tilapia *Oreochromis niloticus* y Bocachico *Prochilodus magdalenae*. *Revista lasallista de investigación*. Vol 9, nº 1, pags 41-52.
- Norma UNE- EN ISO 5667-1:2007. Calidad del agua. Muestreo. Parte 1. Guía para el diseño de los programas de muestreo y técnicas de muestreo (ISO 5667-1:2006).
- Noyola, A. (2010). La problemática de los servicios y su impacto en la sociedad y el medio ambiente. El impacto que ha sufrido el medio ambiente por el vertido de aguas residuales sin tratar.
- Olcina, J. (2001). Tipología de sequías en España. *Ería*, 56, págs. 201-227.
- Oscoz, J., Escala, M^a.C. (2006). Efecto de la contaminación y la regulación del caudal sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos del tramo bajo del río Larraún (norte de España). *Ecología*, N^o 20, págs. 245-256.
- Oscoz, J. (2009). Guía de campo: Macroinvertebrados de la cuenca del Ebro. *Confederación Hidrográfica del Ebro*.
- Oyaga, R.F., Mosquera, H.A., Castro, J.M., Gallardo, L., Toloza, E. (2004). Bioindicadores macroinvertebrados para la evaluación de contaminación acuática, presentes en el embalse el Guajaro, Departamentos del Atlántico. *Conferencia Internacional USOS Múltiples del Agua. Para la Vida y el Desarrollo Sostenible*.
- Peña Salamanca, E., Palacios Peñardo, M.L., Ospina-Álvarez, N. (2005). *Algas como indicadoras de la contaminación*. Universidad del Valle. Programa Editorial.
- Pujante Mora, A.M. (1997). Los artrópodos como bioindicadores de la calidad de las aguas. *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa* nº20. Págs. 277-284.

- Puyal Romero, M.A., Cuchi Oterino, J.A., Manso Alonso, J.A. (1998). Hidroquímica de aguas naturales del Pirineo Altoaragonés
- Ramírez, A., Restrepo, R., Viña, G. (1997). Cuatro índices de contaminación de aguas continentales. Formulaciones y aplicación. Ciencia, Tecnología y Futuro. Vol 1, nº 3.
- Rivas, H. (2000). Los impactos Ambientales en áreas turísticas rurales y propuestas para la Sustentabilidad. Gestión Turística, Nº 3, págs. 47-75.
- Rodríguez Vidal, J., (1979). Introducción al estudio climático de las Sierras Exteriores (Pre-pirineo de Huesca) y su incidencia en la morfogénesis actual Geographicalia 4: 65-85.
- Roldán Pérez, G.(1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. Revista Académica Colombiana de Ciencia. Vol XXIII (88). Págs. 376-386.
- Rivera Usme, J.J.; Pinilla Agudelo, G., Camacho Pinzón, D.L. Grupos tróficos de macroinvertebrados acuáticos en un humedal urbano andino en Colombia. Acta biológica colombiana. Vol18 páginas 279-292.
- Rodríguez, E., Isaac, L., Fernández, N., Salas, Mª.D. Beneficios medio ambientales de la depuración de las aguas residuales. Optimización del reciclado. Grupo Bioindicación Sevilla. Universidad de Sevilla.
- Rueda Valdivia, F.J. (2005). Autodepuración y vertidos en cursos fluviales. Ingeniería Sanitaria. Universidad de Granada.
- Ruza Rodríguez, J., Bordas Martínez, M.A., Espinosa Expósito, G., Puig Infante, A. (2007). Manual para la gestión de vertidos. Autorización de vertidos. Ministerio de medio ambiente.
- Sabater, S., Guasch, H., Martí, E., Armengol, Vila, M., Sabater, F. The ter, a mediterranean river System in spain. Departament d'Ecologia, Universitat de Barcelona, Avgda Diagonal 645, 08028 Barcelona, Spain. Disponible en: http://www.limnetica.com/Limnetica/Limne08/L08u141_Ter_river.pdf. Consultado en julio de 2015.
- Samanez, I., Rimarchín, V., Palma, C., Arana, J., Ortega, H., Correa, V., Hidalgo, M. Métodos de colecta, identificación y análisis de comunidades biológicas: plancton, perifiton, bentos(macroinvertebrados) y necton (peces) en aguas continentales de Perú (2014). Universidad Nacional de San Marcos. Museo de Historia Natural. Departamento de Limnología e Ictiología. En:

<http://www.minam.gob.pe/diversidadbiologica/wp-content/uploads/sites/21/2014/02/M%C3%A9todos-de-Colecta-identificaci%C3%B3n-y-an%C3%A1lisis-de-comunidades-biol%C3%B3gicas.compressed.pdf>. Consultado en Junio 2015.

- Samboni Ruiz, N.E., Carvajal Escobar, Y., Escobar, J. (2007). A review of physical-chemical parameters as water quality and contamination indicators. Revista Ingeniería e Investigación. Vol 27 nº3, págs 172-181).
- Sánchez, M., Ollero, A., del Valle, J. La red Fluvial de Aragón. (2004). Departamento de geografía y ordenación del territorio. Universidad de Zaragoza (ISBN: 84-96214-29-X). Disponible en: <http://age.ieg.csic.es/fisica/docs/006.pdf>. Consultado en junio 2015
- Shannon, C.E. y Weaver, W. The Mathematical Theory of communication (1963). University of Illinois Press.
- Somarriba, E. (1999). Diversidad Shannon. Agroforestería en las Américas. Vol 6, nº 23. Págs. 72-74.
- Vera Rebollo, J.F. (2006). Agua y modelo de desarrollo turístico: la necesidad de nuevos criterios para la gestión de los recursos. Boletín de A.G.E. nº 42. Págs. 155-178.
- Vicente, E., De Hoyos, C., Sánchez, P., Cambra, J., Capítulo 1: Protocolo de muestreo y análisis para el fitoplancton. Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la Directiva Marco del Agua.
- Visor 2D. IDEAragón. Gobierno de Aragón. Disponible en: <http://idearagon.aragon.es/visor/>. Consultado en Junio 2015.
- Zamora-Muñoz, C., Sainz-Cantero, E., Sánchez-Ortega, A., Alba-Tercedor, J. Are biological indices BMPW and ASPT and their significance regarding water quality seasonally dependent factors explaining their variations. Wat. Res. Vol 29. N 1, págs 285-290.
- Zákoutská, K., Oppeltová, P., Toman, F. (2013). Efect of tourism on the surface water quality in the reservoir system jinolické rybníky (Jinolice Ponds). Conference proceedings: Public recreation and landscape protection- with man hand in hand. 1st-3rd May 2013.

Anexo I. Tabla I

Parámetros	Puntos											
	P.1.			P.2.			P.3.			P.4.		
	1Antes	2Durante	3Despues	1Antes	2Durante	3Despues	1Antes	2Durante	3Despues	1Antes	2Durante	3Despues
Conductividad	1008,00	782,00	1088,00	793,00	804,00	816,00	866,00	1126,00	893,00	931,00	1097,00	952,00
pH	7,61	7,92	7,93	8,14	8,16	8,17	7,51	7,75	7,53	7,73	7,74	6,47
Temperatura	20,50	23,60	20,80	20,90	17,40	18,30	24,50	23,60	24,00	23,30	22,00	23,00
Oxígeno disuelto	5,30	8,23	7,24	7,75	8,09	8,08	5,73	4,23	5,39	5,18	2,56	5,62
DQO (mg/l O ₂)	30,50	25,50	25,50	22,00	21,00	19,50	30,50	52,50	42,50	28,50	45,00	36,00
COT (mg/l C)	14,41	8,13	10,56	8,64	13,84	7,56	20,60	22,60	13,41	12,68	16,00	11,67
turbidimetría (NTU)	107,50	10,59	18,88	4,55	8,54	4,94	6,38	21,39	6,64	22,40	13,86	16,33
fosforo (mg/l P)	1,10	0,20	0,50	0,20	0,40	0,30	0,70	4,55	1,80	1,00	3,60	1,60
NH ₃ -N (mg/l)	0,87	0,25	0,23	0,13	0,34	0,19	9,34	10,00	10,00	6,96	10,00	7,51
NH ₃ (mg/l)	1,06	0,31	0,28	0,15	0,41	0,24	11,40	12,16	12,16	8,47	12,16	9,19
NH ₄ ⁺ (mg/l)	1,12	0,33	0,29	0,16	0,43	0,25	11,27	12,90	12,90	8,99	12,90	9,75
Sólidos (mg/l)	16,00	10,00	8,00	2,00	5,00	3,00	6,00	6,00	5,00	9,00	10,00	9,00
Fluoruro (mg/l F ⁻)	0,04	0,01	0,01	0,04	0,01	0,01	0,03	0,04	0,01	0,03	0,03	0,01
Cloruro (mg/l Cl ⁻)	56,94	57,02	56,63	38,41	20,53	20,66	73,63	89,71	76,42	71,18	79,80	73,33
Nitrito (mg/l NO ₂ ⁻)	0,05	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	3,53	0,07	5,88	2,81	0,32	0,14
Bromuro (mg/l Br ⁻)	0,34	0,02	0,05	0,02	0,01	0,02	0,03	0,05	0,03	0,04	0,05	0,04
Nitrato (mg/l NO ₃ ⁻)	8,29	7,54	7,33	5,80	5,64	5,54	12,36	5,54	49,04	11,44	0,85	19,84
Fosfato (mg/l PO ₄ ⁻²)	0,72	0,12	0,04	0,01	0,01	0,01	0,45	12,54	4,44	0,52	10,59	3,06
Sulfato (mg/l SO ₄ ⁻²)	184,89	183,24	198,88	124,72	122,16	130,85	94,03	47,70	83,85	122,31	123,00	116,53
Riqueza margalef	14,00	14,00	10,00	19,00	16,00	14,00	13,00	12,00	11,00	11,00	10,00	12,00
Shannon	1,76	1,90	1,68	2,18	1,78	1,69	1,62	1,05	0,87	1,11	1,78	1,46
IBMW	73,00	68,00	50,00	90,00	73,00	72,00	50,00	52,00	49,00	40,00	34,00	43,00
Clorofila (mg/cm ²)	9,0	2,4	76,8	4,2	5,1	4,6	8,2	10,4	9,1	31,0	16,2	155,5