



INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL



Centro Interdisciplinario de Investigación
para el Desarrollo Integral Regional
CIIDIR MICHOACÁN

**RELACIÓN DE PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS Y
PRESENCIA DE MACROINVERTEBRADOS PARA
DETERMINAR LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO DUERO,
MICHOACÁN**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRA EN CIENCIAS EN
PRODUCCIÓN AGRÍCOLA SUSTENTABLE

PRESENTA

MARÍA VERENICE RIVERA RIVAS

DIRECTORES

M.C. CARLOS ESCALERA GALLARDO
DR. RODRIGO MONCAYO ESTRADA

Jiquilpan Michoacán, México, Diciembre 2016.



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de Jiquilpan, Michoacán siendo las 12:00 horas del día 24 del mes de Octubre del 2016 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CIIDIR Unidad Michoacán para examinar la tesis titulada:

“Relación de parámetros fisicoquímicos y presencia de macroinvertebrados para determinar la calidad del agua del río Duero, Michoacán.”

Presentada por el alumno:

Rivera	Rivas	María Verenice
Apellido paterno	Apellido materno	Nombre

Con registro:

B	1	4	0	8	8	4
---	---	---	---	---	---	---

aspirante de:

Maestría en Ciencias en Producción Agrícola Sustentable

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISIÓN REVISORA
Directores de tesis

M. en C. Carlos Escalera Gallardo

Dr. Rodrigo Moncayo Estrada

Dr. José Teodoro Silva García

Dr. Gustavo Cruz Cárdenas

M. en C. Salvador Ochoa Estrada

Dra. Hortencia Gabriela Mena Violante.
PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES.





INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de Jiquilpan de Juárez Michoacán el día 5 del mes de Diciembre del año 2016, el que suscribe María Verenice Rivera Rivas alumno del Programa de **Maestría en Ciencias en Producción Agrícola Sustentable** con número de registro B140884, adscrito a **C.I.I.D.I.R. I.P.N. Unidad Michoacán**, manifiesta que es autor intelectual del presente trabajo de Tesis bajo la dirección del M. en C. Carlos Escalera Gallardo y el Dr. Rodrigo Moncayo Estrada y cede los derechos del trabajo titulado **RELACIÓN DE PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS Y PRESENCIA DE MACROINVERTEBRADOS PARA DETERMINAR LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO DUERO, MICHOACÁN**, al Instituto Politécnico Nacional para su difusión, con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección (verenice_biologia@yahoo.com.mx). Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

María Verenice Rivera Rivas

RECONOCIMIENTOS

Al programa de becas nacional de manutención a nivel maestría otorgado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT).

Al Instituto Politécnico Nacional por el programa de Beca de Estimulo Institucional de Formación de Investigadores (BEIFI).

Al Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Michoacán, específicamente al programa de Maestría en Ciencias en Producción Agrícola Sustentable que contribuyeron a mi formación académica.

AGRADECIMIENTOS

A mis directores de tesis, el M. en C. Carlos Escalera Gallardo y al Dr. Rodrigo Moncayo Estrada por contribuir en la elaboración y culminación de este trabajo, así mismo a los miembros de la comisión revisora integrada por el M. en C. Salvador Ochoa Estrada, Dr. Gustavo Cruz Cárdenas, Dr. Teodoro Silva García y Dr. José Venegas González por su participación constante en la revisión de este escrito.

Al personal de Laboratorio de Ecología Acuática y Acuacultura, así como al personal de apoyo Jaime Santillan, Antonio Gómez Áviña, José García Miranda y Marco Antonio Mejía Acevedo por su ayuda en el trabajo de campo, gabinete y laboratorio. Del mismo modo quiero agradecer a Luz Marcela Zacarías Núñez, Elizabeth Gómez Magallón y a la Dra. Montserrat Vázquez por su invaluable apoyo académico y formación hacia mí persona.

Agradezco de manera cordial al departamento de posgrado particularmente a Rebeca Soriano, Guadalupe Salcedo y a la Dra. María del Rocío Ramírez por la orientación brindada y su disposición constante.

De manera sincera agradezco el respaldo ilimitado de mis padres Rafael y Lulú así como de mis hermanos Nayeli, Rafael y Fernando. Asimismo a Martha Olivia por el apoyo incondicional brindado y por supuesto a ti Benjamín por estar siempre presente impulsándome a ser una mejor versión de mí y nuevamente por coincidir.

Finalmente quiero agradecer a todas aquellas personas que de alguna manera contribuyeron a la culminación de este trabajo, a Pablo Macchi, Aydeé Cornejo y Diana Paola Osorio por sus consejos, así como a mis compañeros de generación.

A la memoria de mi padre
Rafael Rivera López

y a ti Benjamín

ÍNDICE

ÍNDICE DE FIGURAS	10
ÍNDICE DE TABLAS.....	11
Resumen	12
1. INTRODUCCIÓN.....	14
2. ANTECEDENTES	16
2.1 Historia del biomonitoreo	16
2.2 Biomonitoreo en Latinoamérica	17
2.3 Biomonitoreo en México	19
3. JUSTIFICACIÓN	22
4. OBJETIVO GENERAL.....	23
4.1 OBJETIVOS PARTICULARES	23
5.- HIPÓTESIS.....	23
6.- MARCO TEÓRICO.....	24
6.1. Determinación de Calidad del agua	24
6.1.1 Parámetros fisicoquímicos	25
6.2 Métodos Biológicos.....	29
6.2.1 Bioindicadores.....	30
6.2.2 Ventajas de la bioindicación.....	31
6.2.3 Tipos de bioindicadores	32
6.3 Índices biológicos.....	37

6.3.1 Índices bióticos.....	38
6.3.2 Índices de diversidad.....	39
7.- DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO.....	41
7.1 Localización geográfica	41
7.2 Cobertura vegetal y uso de suelo	42
8.- METODOLOGÍA.....	44
8.1 Estaciones de Muestreo.	44
8.2 Parámetros físicos y químicos	47
8.2.1 Determinación en campo	47
8.2.2 Análisis en laboratorio.....	48
8.3 Parámetros biológicos	49
8.3.1 Colecta, lavado y conservación de muestras biológicas	49
8.3.2 Limpieza e identificación de material biológico	49
8.3.3. Índice de diversidad Shannon-Wiener (SW).....	50
8.4 Índice del BMWP	51
8.5 Análisis de la información	53
9. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	56
9.1. Parámetros fisicoquímicos.....	56
9.1.1 Temperatura.....	56
9.1.2 Conductividad eléctrica	58

9.1.3 Salinidad	59
9.1.4 Potencial de hidrogeno (pH).....	61
9.1.5 Compuestos nitrogenados	63
9.1.6 Cloruros.....	67
9.1.7 Oxígeno disuelto	68
9.1.8 Demanda bioquímica de oxígeno.....	71
9.1.9 Demanda química de oxígeno.....	73
9.2. Abundancia y riqueza de macroinvertebrados	75
8.3 Índice BMWP	80
8.4. Índice de Shannon	83
8.5. Análisis estadístico	85
9. CONCLUSIONES.....	94
10. RECOMENDACIONES	97
11. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	99
12. ANEXOS	121

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización de la cuenca del río Duero. Fuente: Silva <i>et al.</i> , (2016).....	41
Figura 2. Puntos principales de muestreo en el río Duero.....	45
Figura 2. Tendencia de valores de temperatura del río Duero.	56
Figura 3. Registro de la conductividad del río Duero.....	58
Figura 4. Concentraciones de salinidad del río Duero.....	60
Figura 5. Registro de valores de pH del río Duero.	62
Figura 6. Concentraciones de amonio del río Duero	64
Figura 7. Concentraciones de nitratos en el río Duero.	65
Figura 9. Concentraciones de oxígeno disuelto del río Duero.....	69
Figura 11. Valores de DQO registrados en los periodos de muestreo.	73
Figura 12. Evaluación de la calidad del agua del río Duero mediante BMWP.....	81
Figura 14. Agrupación de los sitios de muestreo por abundancia de macroinvertebrados del río Duero en estiaje (distancia Bray-Curtis, método Ward). 87	
Figura 15. Agrupación de los sitios de muestreo por abundancia de macroinvertebrados del río Duero en lluvias (distancia Bray-Curtis, método Ward). 89	
Figura 16. Relación de variables físicas y químicas respecto a macroinvertebrados en estiaje.....	90
Figura 17. Relación de variables físicas y químicas respecto a macroinvertebrados en lluvias.	92

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Categorías para calidad del agua de acuerdo a EPT (Alba, 1996).....	39
Cuadro 2. Descripción y localización de los sitios de muestreo en la subcuenca del río Duero.	46
Cuadro 3. Puntuación de las familias de macroinvertebrados para obtener el BMWP.	52
Cuadro 4. Categorías para la calidad del agua de acuerdo a BMWP (Roldán, 2003)	53
Cuadro 5. Distribución y abundancia de macroinvertebrados en los diferentes periodos de muestreo.....	76

Resumen

La determinación de la calidad del agua empleando análisis fisicoquímicos nos informa de las condiciones ambientales al momento del muestreo, por lo que se han desarrollado métodos donde se utilizan indicadores biológicos como los macroinvertebrados, ofreciendo con ello una visión integral de los ecosistemas acuáticos. El objetivo de este trabajo fue determinar la calidad del agua del río Duero a partir de parámetros fisicoquímicos, distribución y abundancia de los macroinvertebrados durante un año. Para lo cual se establecieron 24 sitios de muestreo en los que se registraron parámetros fisicoquímicos a través de un multisensor (Hydrolab MS5). Además se obtuvieron muestras biológicas de manera bimestral, mediante una red rectangular de 25.4 x 45.7cm. De la información resultante, se elaboró una matriz de datos y se aplicaron diversos índices (BMWP y Shannon), también se realizó un análisis multivariado para describir la relación entre factores bióticos y abióticos. Las diferentes perturbaciones físicas detectadas, además de modificar el cauce, disminuyen el volumen del caudal e incrementan las cantidades de sólidos en el agua, influyendo directamente sobre las condiciones fisicoquímicas del agua. La identificación de macroinvertebrados permitió detectar 36, 33, 28, 29 y 30 géneros para los muestreos de mayo, julio, septiembre, diciembre y marzo, respectivamente. Aunque la composición presentó una variación en las estaciones, los géneros *Lumbriculus* y *Chironomus* fueron los más abundantes a lo largo del cauce. Los resultados arrojados por BMWP y Shannon evidencian una contaminación del río, la cual se agudiza conforme se llega a la desembocadura, lo anterior se observó en los diferentes periodos de muestreo. En el mismo sentido, el análisis multivariado relacionó los géneros *Lumbriculus* y *Chironomus* a sitios con altas concentraciones de nutrientes.

Palabras clave: bioindicadores, BMWP, macroinvertebrados.

Abstract

The water quality analysis using physical-chemical parameters only informs about the conditions at the time of sampling, because of that other methods have been developed including macroinvertebrates as biological indicators, to provide a comprehensive view of aquatic ecosystems. The aim of this study was to determine the water quality of the Duero River from physical-chemical parameters, distribution and abundance of macroinvertebrates in an annual cycle. In 24 sampling sites, environmental parameters were recorded using a multisensor (Hydrolab MS5). In addition, biological samples were obtained every two months by a rectangular grid of 25.4 x 45.7cm. A data matrix was created and different indices implemented (BMWP and Shannon) and a multivariate analysis was performed to describe the relationship between biotic and abiotic factors. The different physical disturbances detected, in addition to the modification of the main channel, decrease the flow volume and increase the amount of solids in the water, aspects that influence the environmental water conditions. Macroinvertebrate identification registered 36, 33, 28, 29 and 30 genera for the sampling months of May, July, September, December and March, respectively. Although the composition showed variation among the stations, genera *Chironomus* and *Lumbriculus* were the most abundant along the river. Results from BMWP and Shannon showed a general river deterioration pattern, which increased from the origin to the mouth, aspect observed at the different sampling periods. In addition, multivariate analysis related genera *Chironomus* and *Lumbriculus* to sites with high concentration of nutrients.

Keywords: bioindicators, BMWP, macroinvertebrates.

1. INTRODUCCIÓN

Las condiciones de calidad del agua y del hábitat de los ecosistemas fluviales son constantemente modificadas. Esto se debe a que dichos ecosistemas son empleados no sólo como fuentes de suministro de agua, sino como formas de evacuación para los desechos derivados de actividades humanas, ya sean de origen doméstico e industrial (Santacruz y Aguilar, 2009).

El impacto antropogénico, además de alterar las condiciones ambientales en los cuerpos de agua, modifica el funcionamiento de los ecosistemas y cambia la composición de especies en la comunidad, debido a que la mayor parte de estas han logrado adaptarse a ciertas condiciones, por lo que cualquier modificación en el sistema puede alterar los procesos ecológicos (Baron, 2003; Sánchez, 2007).

Tradicionalmente la evaluación de la calidad del agua se realiza mediante parámetros fisicoquímicos, sin embargo estos sólo reflejan las condiciones ambientales que se presentan en el momento de su registro, pero no el historial del sitio; es decir no permite observar la evolución de una carga contaminante o en el mejor de los casos la capacidad de resiliencia de los ecosistemas acuáticos. Aunado a esto, tanto los análisis fisicoquímicos como los microbiológicos, informan casi exclusivamente sobre daños derivados de la contaminación orgánica (Alba-Tercedor, 1996; Ladrera, 2012).

El uso de organismos acuáticos pueden dar un indicio de las condiciones en las que se encuentra un cuerpo de agua por periodos más prolongados (Toro, 2003; Vergara, 2009). De acuerdo a Sánchez (2007) las alteraciones físicas o químicas en los sistemas acuáticos se reflejan en la comunidad biótica al observar las redes tróficas, las abundancias relativas e incluso la presencia o ausencia de especies.

De aquí que desde principios del siglo pasado el empleo de organismos acuáticos como bioindicadores sea cada vez más común, sin embargo estos no pretenden

desplazar a los métodos tradicionales, sino ser un complemento en el monitoreo de la calidad del agua, simplificando además las actividades de campo y laboratorio (De la Lanza, 2000; Arce, 2006; Vázquez, 2006).

A partir de lo anterior, el presente trabajo se ocupó de los aspectos relacionados con la descripción cualitativa y cuantitativa de los organismos acuáticos, particularmente de los macroinvertebrados. Incluye además la interrelación de estos organismos con los parámetros fisicoquímicos dentro del río Duero, como una herramienta para determinar su calidad de agua. Es importante señalar, que este trabajo forma parte de una investigación multidisciplinaria denominada "**Evaluación de la integridad ecológica del río Duero: Una herramienta hacia la determinación del caudal ecológico**" (Secretaría de investigación y Posgrado-Instituto Politécnico Nacional, SIP20131829), en el cual se realizaron estudios de sinuosidad, material de fondo y ribera, puntos de retención, condiciones de vegetación de la ribera y zona riparia, así como registrar parámetros de calidad del agua, gravimetría, materia orgánica, profundidad media, velocidad de corriente, gasto del río y análisis del bentos. El objetivo de dicha investigación fue determinar el nivel de degradación ecológica del río Duero, considerando la interrelación entre las variables abióticas y bióticas a través del tiempo y espacio.

2. ANTECEDENTES

2.1 Historia del biomonitoreo

El sistema saprobio de Kolkwitz y Marsson (1902), fue uno de los primeros registros donde se emplearon organismos para determinar en mayor o menor medida el grado de calidad de los cuerpos de agua, en este sistema clasifican los organismos de acuerdo a la tolerancia a diversos grados de contaminación orgánica (Chávez y Orantes, 2010).

Posteriormente en Estados Unidos, Forbes y Richardson (1913) desarrollaron un sistema de clasificación para la calidad del agua basado en plancton y consecutivamente en macroinvertebrados como bioindicadores (Chávez y Orantes, 2010). Patrick (1949, 1950) desarrolla métodos biológicos para evaluar las condiciones ecológicas de las corrientes en Norteamérica y Gaufin y Tarzwell (1952) proponen los macroinvertebrados como indicadores de contaminación. Hynes (1959, 1963) por su parte propone los macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua. Roldán (1988) publicó la “Guía para el Estudio de los Macroinvertebrados Acuáticos del Departamento de Antioquia” (Roldán, 2016).

Resh *et al.* (1995) en Estados Unidos desarrollaron métodos rápidos para la evaluación de la calidad del agua usando los macroinvertebrados como bioindicadores, valorando además las condiciones del hábitat y prediciendo la fauna esperada en un determinado sitio. Trihadiningrum *et al.* (1996) utilizaron macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua en Indonesia. Alba-Tercedor (1996) realizó muestreos en micro hábitats e identificó hasta el nivel de familia a la comunidad de macroinvertebrados. Para finalmente aplicar el índice Biological Monitoring Working Party (BMWP) y determinar la calidad del agua de sistemas acuáticos de España. Towsand y Scarsbrook (1997) calificaron la perturbación en las corrientes y las relacionaron con características y riqueza de los macroinvertebrados (Roldán, 2016).

Sánchez (2011) muestreó el río Tormes durante la época de estiaje, encontrando una relación entre la respuesta que arrojaron los macroinvertebrados y los resultados obtenidos por otros autores que consideraron parámetros físicos y químicos. Por su parte, Ladrera (2012) en Barcelona, evaluó los cursos fluviales del Parque Natural Sierra de Cebollera a través de índices bióticos basados en macroinvertebrados pero con un respaldo de variables fisicoquímicas y morfológicas.

2.2 Biomonitorio en Latinoamérica

En los últimos años, particularmente en el periodo 2000-2013 se ha desarrollado un número importante de estudios a nivel taxonómico y ecológico de la fauna de macroinvertebrados en Latinoamérica, destacando cuantitativamente las aportaciones de Colombia, Brasil, Argentina y Costa Rica, siendo los grupos más estudiados Odonata y Diptera, seguidos por Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (Ramírez *et al.*, 2014).

De acuerdo con (Ramírez *et al.*, 2014) los estudios realizados sobre macroinvertebrados presentan dos vertientes, la primera se enfoca en la ecología y la historia natural de los organismos, mientras que la segunda se enfoca en el uso de los macroinvertebrados para el biomonitorio de cuerpos de agua.

La primer línea de estudio se subdivide en diferentes categorías, tales como conocimiento de la comunidad de macroinvertebrados (Acosta, 2009; Springer *et al.*, 2010; Gutierrez *et al.*, 2012; Palma, 2013; Ferrú y Fierro, 2015; Takiya *et al.*, 2016) ya sea que se enfoque en la dinámica de la comunidad debido a los cambios estacionales (Longo *et al.*, 2009; 2010) o bien, enfocarse en un grupo en específico como ephemerópteros (Hoyos *et al.*, 2014; Rozo y Salinas, 2015), tricópteros (Jaimes y Granados, 2016) o incluso considerar para el estudio a ephemeropteros, tricópteros y plecópteros (Rúa *et al.*, 2015). El conocimiento de la comunidad conlleva tanto a la descripción de nuevas especies (Salinas *et al.*, 2011; Lima *et al.*, 2016), como al registro de los organismos en sitios donde no se tenían reportados (Mota *et al.*, 2012; Forero *et al.*, 2014 b; Zuñiga y Torres, 2015).

Otro grupo de estudio se enfoca en la historia natural de los organismos incluyendo variabilidad morfológica de la comunidad (Blanco *et al.*, 2014), hábitos alimenticios (Guzmán y Tamarís, 2014) y procesos ecológicos como la descomposición de la hojarasca y la relación con estos organismos (Eyes *et al.*, 2012; Águila y García, 2012; Astudillo *et al.*, 2014).

La segunda vertiente, se enfoca en los factores ambientales y antrópicos que impactan sobre la biota. De los estudios sobre los factores ambientales Calosi *et al.* (2010) estudiaron la plasticidad térmica del género de coleópteros *Deronectes* sp., Vásquez *et al.* (2014) evaluaron la influencia de variables ambientales, entre ellas la precipitación, selección de hábitat y la presencia de tricópteros. Schmitt *et al.* (2016) valoraron el efecto de la temperatura del agua, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, profundidad, velocidad de corriente y la precipitación en la distribución de la comunidad de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT).

Respecto a los factores antropogénicos, Ocon *et al.* (2013) han analizado la respuesta de la comunidad de macroinvertebrados al proceso de eutrofización; Giraldo *et al.* (2014), determinaron el efecto de las actividades agropecuarias sobre la biota; mientras que Klem y Gutiérrez (2016) evaluaron los efectos de la acidificación por CO₂ y valoraron los efectos de la disminución del pH en los organismos; por su parte Martins *et al.* (2017) calcularon los efectos de la urbanización sobre las condiciones ecológicas, durante los periodos 2003 y 2010, además analizaron la variación en la comunidad de invertebrados en el tiempo.

En los últimos años se ha desarrollado un número importante de estudios que consideran la abundancia y la diversidad de la comunidad de macroinvertebrados para evaluar los impactos en la calidad del agua (Endara, 2012; Galindo *et al.*, 2012; Sedeño *et al.*, 2012; Guinard *et al.*, 2013; Palma *et al.*, 2013; Forero *et al.*, 2014). No obstante, existen estudios donde sólo se considera un grupo de invertebrados para realizar dicha evaluación, tal es el caso de Goldschmidt *et al.* (2016) quienes utilizaron datos sobre ácaros (Hydrachnidia) como bioindicadores.

Algunos estudios además de considerar la abundancia de los organismos, se respaldan con análisis fisicoquímicos para determinar la calidad del agua (Águila y García, 2012; Carvacho, 2012; Forero *et al.*, 2013; Delgado y Cornejo, 2014). Otros en cambio, comparan las diferentes técnicas de muestreo (Barton y Metcalfe, 1992; Reyes y Springer, 2014) e índices bióticos (Gutiérrez y Lorion, 2014; Ríos-Touma *et al.*, 2014) para determinar la calidad del agua. Asimismo existen estudios donde se propone el desarrollo de índices multimétricos basados en macroinvertebrados (Moya *et al.*, 2011; Helson y Williams 2013; Forero *et al.*, 2014; Ramírez *et al.*, 2014).

2.3 Biomonitorio en México

En nuestro país, al igual que en el resto de Latinoamérica, los estudios donde se utilizan macroinvertebrados se enfocan en dos grandes grupos. El primero de ellos se enfoca en la historia natural de los organismos, con estudios que realizan aportes al conocimiento de la biota, en los que se incluyen estructura de la comunidad y caracterización de hábitos alimenticios, ya sea para elaborar planes de conservación biológica, como en el caso de Hurtado *et al.* (2005), o bien realizar análisis del estado de conocimiento de los organismos como Alonso *et al.* (2014), o por el simple hecho de contar con listados taxonómicos de la región como lo hicieron Coronado y Pérez (2009). Estudios como los de Astudillo *et al.* (2014) y Rico *et al.* (2014), además de plantearse lo anterior evaluaron el papel ecológico y los procesos funcionales de los macroinvertebrados.

El empleo de macroinvertebrados como indicadores de calidad de agua es muy reciente. Pérez *et al.* (2006) en el río Cupatitzio, realizaron una valoración visual del hábitat y el índice de integridad biótica, basándose en la comunidad de macroinvertebrados. Mientras que Barba *et al.* (2013) determinaron la calidad del agua en dos ríos de Oaxaca aplicando el Índice Biótico de Hilsenhoff a la comunidad de macroinvertebrados. Asimismo Piñon *et al.* (2014) determinaron la integridad biótica de la microcuenca del río Chiquito en Morelia, Michoacán, utilizando el índice de diversidad de Shannon y la equidad de Pielou. De la misma forma Rosas *et al.*

(2015) determinaron calidad del agua del cauce Aguas Blancas en Acapulco, Guerrero pero aplicando el índice biótico BMWP.

Estudios como los de Arroyo *et al.* (2008), Díaz *et al.* (2012) y Torres *et al.* (2014) relacionan un grupo particular de macroinvertebrados (crustáceos, moluscos y coleópteros, respectivamente) con parámetros fisicoquímicos.

Mientras que Armas (2015) evaluó los efectos de la cobertura vegetal sobre la comunidad de macroinvertebrados. Torres *et al.* (2014). estimaron el efecto de los factores ambientales sobre la diversidad de coleópteros en la cuenca del río Xichú, Guanajuato. Asimismo Díaz *et al.* (2015) valoraron el impacto de insecticidas y los riesgos ecotoxicológicos en *Cambarellus montezumae* dentro de la cuenca del río Lerma.

Por lo que respecta a la zona hidrográfica río Lema-Chapala, Ramos (1989) mediante la distribución y abundancia de la entomofauna acuática, valoró las condiciones del ecosistema, mientras que López (1997) caracterizó el río Duero de manera fisicoquímica y biológica para posteriormente (2005) aplicar en la Cuenca del río Lerma un sistema rápido en 11 sitios de muestreo con la finalidad de evaluar la contaminación orgánica empleando el Índice Biótico Extendido (IBE), utilizando para ello la comunidad de macrobentos.

Dentro de la cuenca del río Duero, destacan las investigaciones realizadas por Moncayo *et al.* (2009), identificando una mala calidad del agua debido a impactos antrópicos y formulando un programa detallado de acciones para el saneamiento integral de la cuenca. Velázquez *et al.* (2010) por medio de análisis fisicoquímicos durante el periodo 2006-2007 determinaron las variaciones longitudinales y temporales en la hidroquímica del río Duero. Del mismo modo Pimentel *et al.* (2011) evaluaron la calidad del agua, empleando parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos en corrientes principales y aguas subterráneas, el estudio concluye que la cuenca presenta altos niveles en contaminación bacteriológica y química con tendencias a incrementarse.

Mientras que Velázquez *et al.* (2011) se enfocaron en la distribución de boro en aguas subterráneas y superficiales de la cuenca, utilizando para ello análisis estadístico multivariado. Asimismo Inocencio *et al.* (2013) evaluaron la composición fisicoquímica de las aguas subterráneas utilizadas para uso doméstico, haciendo énfasis en los metales pesados. Estrada *et al.* (2013) determinaron los niveles de vulnerabilidad acuífera para el agua subterránea de la cuenca empleando para ello, el método SINTACS. Del mismo modo, Silva *et al.* (2013) determinaron la calidad fisicoquímica del agua subterránea y superficial en la cuenca, así como el impacto en el sector agrícola.

Moncayo *et al.* (2015) utilizaron peces para determinar la integridad biótica del río. Mientras que Pimentel y Velázquez (2015), realizan una propuesta para la gestión integral de la cuenca del río Duero. Por su parte, Silva *et al.* (2016), realizaron un diagnóstico de la calidad y cantidad de agua de manantiales de la cuenca.

El presente estudio se plantea como pregunta de investigación ¿Cómo se relaciona la distribución y la abundancia de los macroinvertebrados con las condiciones fisicoquímicas del agua en el río Duero durante el periodo 2013-2014?

3. JUSTIFICACIÓN

La característica dinámica de los cuerpos de agua determina que no permanezcan inmutables. De esta forma, la elaboración de trabajos que determinan la calidad del agua en un pasado no asegura que sigan siendo las mismas condiciones en el presente. Todos estos precedentes ponen en la mira la necesidad urgente de desarrollar métodos de evaluación rápidos, económicos y eficaces que contengan criterios y estrategias para identificar el estado de salud de los ecosistemas acuáticos a largo plazo, así como para conservar y mantener los servicios ambientales que proporcionan dichos ecosistemas.

La realización de este trabajo de investigación obedece a la necesidad de actualizar los valores de las condiciones del río Duero, así como ofrecer una complementación de métodos y herramientas para la evaluación de la calidad de agua, lo que cual es de suma importancia, debido a las actividades agrícolas que se realizan en el valle de Zamora, así como en la parte baja de la cuenca.

El proyecto plantea determinar de manera integral la calidad de este recurso hídrico mediante índices biológicos como el BMWP (*Biological Monitoring Working Party*) a través de la presencia de macroinvertebrados y con ello contemplar un panorama más amplio del ecosistema y no sólo una referencia momentánea.

El índice BMWP, se basa en el grado de tolerancia que presentan las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos ante diversos contaminantes, principalmente de origen orgánico. Este índice ha sido adoptado en diferentes lugares, sin embargo, es importante que cada región hidrológica cuente con un índice BMWP calibrado y validado de acuerdo con las características fisicoquímicas propias de la región y, en consecuencia, con los niveles reales de tolerancia a la contaminación de la fauna macrobéntica local.

4. OBJETIVO GENERAL

Determinar la calidad del agua del río Duero a partir de parámetros fisicoquímicos, distribución y abundancia de macroinvertebrados acuáticos de manera espacio temporal, durante un ciclo anual.

4.1 OBJETIVOS PARTICULARES

- Caracterizar la calidad del agua del río Duero con variables fisicoquímicas durante un ciclo anual.
- Identificar las perturbaciones físicas del cauce y su impacto en la calidad del agua del río Duero.
- Determinar la distribución y abundancia de macroinvertebrados para establecer la calidad biológica del sistema.
- Integrar las variables bióticas y abióticas para contrastar y establecer valores de calidad total.

5.- HIPÓTESIS

- ❖ La calidad fisicoquímica del agua del río Duero se expresa a mayor diversidad de macroinvertebrados mejor calidad de agua.
- ❖ La diversidad de macroinvertebrados es directamente proporcional al gradiente altitudinal del río Duero.

6.- MARCO TEÓRICO

6.1. Determinación de Calidad del agua

Los ríos han constituido una fuente de suministro de agua y de evacuación de los desechos derivados de actividades antropogénicas. Esto pone en riesgo tanto a los sistemas acuáticos como a la salud humana, debido a los altos niveles de contaminación en los que se encuentran dichos sistemas (Santacruz y Aguilar, 2009).

Aunado a esto, la calidad del agua es un término difícil de especificar. Alba-Tercedor (1996), indica que el término *calidad* referido a las aguas continentales, no es un concepto absoluto ni de fácil definición, por el contrario es un concepto relativo que depende del destino final del recurso. Quizá por esto el concepto de calidad del agua suele ser empleado para describir las características físicas y químicas de cuerpos de agua.

Al contemplar lo anterior, la contaminación del agua se puede definir como la adición de sustancias químicas que deterioran su calidad. Las causas más comunes de contaminación del agua son las actividades agrícolas y ganaderas que utilizan productos químicos como fertilizantes, plaguicidas, pesticidas, herbicidas, entre otros. Se produce eutrofización en los cuerpos de agua, debido a los incrementos en los niveles de Nitrógeno y Fosforo, implicando una pérdida de biodiversidad. Además, los nutrientes promueven la proliferación masiva de algas ocasionando una disminución en la transparencia del agua en zonas superficiales y en las zonas profundas una disminución del oxígeno disuelto. También, el aspecto estético y recreativo puede verse afectado (Carrera y Fierro, 2001; Ayers, 1976).

La degradación de las cuencas debido a la deforestación y cambio de uso de suelo, así como la construcción de carreteras, producen excesos de escorrentías y arrastre de sedimentos que contribuyen a la contaminación de los cuerpos de agua. A estas

actividades se agregan la construcción de represas, centrales hidroeléctricas y canales de riego que modifican el curso del agua y con ello afectan la composición y cantidad del agua (Carrera y Fierro, 2001; Judová y Janský, 2005).

La determinación de la calidad del agua depende del uso que se le va a dar, así, el agua para el recreo, la pesca, agricultura o para consumo humano requiere de normas de calidad mayor que para obtener energía hidráulica o para riego de jardines (Alba-Tercedor, 1996). Para determinar la calidad del agua se establecen parámetros físicos, químicos y biológicos que se comparan con valores estándares admisibles o deseables (Alba-Tercedor, 1996 y Vergara, 2009).

6.1.1 Parámetros fisicoquímicos

La evaluación de la calidad del agua ya sea para su potabilización, recreación, riego, monitoreo o cualquier otro uso, se realiza tradicionalmente a través de parámetros fisicoquímicos. Se utilizan métodos normalizados, con objeto de conocer si el valor de estos parámetros se encuentra dentro del intervalo que marca la legislación vigente (Aznar, 2000).

Dentro de los múltiples parámetros que determinan las alteraciones en las propiedades fisicoquímicas del agua destacan el oxígeno disuelto, sólidos totales, conductividad, pH y componentes nitrogenados. Estos factores muestran un panorama de la situación en la que se encuentra cualquier cuerpo de agua al momento de realizar una evaluación fisicoquímica, es decir a corto plazo (Camargo *et al.*, 2004).

De aquí la importancia de desglosar algunos de los parámetros más significativos que afectan las propiedades del agua así como las repercusiones de estos en el ecosistema:

- a) *Alcalinidad*: es la capacidad que presenta el agua como neutralizadora de ácidos provenientes de la lluvia o de los desechos, depende de la

concentración de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos, los cuales remueven los iones H⁺ y disminuyen la acidez del agua (Chapman y Kimstach, 1992).

- b) Cloruros: procedencia natural de terrenos lavados o por la disolución de las rocas. En las aguas superficiales los cloruros pueden encontrarse combinados con el sodio, el calcio o el magnesio por lo que intervienen en los parámetros de medición de dureza. Sin embargo, los desechos domésticos e industrias producen incremento en los niveles de cloruros en las aguas superficiales (Manahan, 1993).
- c) Conductividad: el agua pura se comporta como aislante eléctrico, siendo las sustancias en ella disueltas las que proporcionan al agua la capacidad de conducir la corriente eléctrica. Se relaciona con la salinidad y es una medida indirecta de la cantidad de sólidos disueltos (Aznar, 2000).
- d) Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO): es una medida de la cantidad de oxígeno consumido en la degradación bioquímica de la materia orgánica mediante procesos biológicos aerobios de bacterias y protozoarios. Cuando los niveles de la DBO son altos, los niveles de oxígeno disueltos serán bajos, ya que las bacterias están consumiendo ese oxígeno en gran cantidad, reflejando una mala calidad del agua (Apha, 1975).
- e) Demanda Química de Oxígeno (DQO): es una medida de la cantidad de oxígeno disuelto necesario para descomponer químicamente la materia orgánica e inorgánica presente en el agua. Se usan oxidantes como dicromato potásico o permanganato potásico. Los valores de DQO son mayores que el DBO porque el oxidante químico reacciona con sustancias de difícil biodegradación para los microorganismos. En la prueba de DQO se cuantifica la cantidad del oxidante usado y se relaciona con la cantidad que estequiométricamente se requiere para oxidar químicamente una cantidad equivalente de materia orgánica (APHA, 1975).
- f) Dureza: es la suma de todas las sales de calcio y magnesio disueltas. La presencia de este tipo de iones en el agua suele ser de origen natural y la dureza total suele corresponder al lavado del terreno que drena el río. La

importancia del valor de la dureza radica en el uso a que está destinada el agua y en la formación de precipitados insolubles de carbonatos e hidróxidos (Martínez y Pujante, 1997; Manahan, 1993).

- g) Fosfatos: el fósforo en forma elemental es muy tóxico, pero a partir de este elemento se forman los fosfatos $[\text{PO}_4^-]$. Estos estimulan el crecimiento del plancton y de plantas acuáticas que proveen alimento para los peces. Sin embargo, un incremento exponencial de biomasa acuática puede provocar que el agua se vuelve azul/verdosa y turbia (eutrofización). La muerte posterior del fitoplancton provoca acumulación de materia orgánica en el fondo y la aparición de bacterias aerobias que consumen grandes cantidades de oxígeno generando condiciones anaerobias. Gran parte del fósforo presente en las aguas se debe al uso de abonos fosfatados y detergentes (Arce, 2006; Sawyer *et al.*, 1994).
- h) Nitrógeno: su ingreso a las masas de agua se da a través de descargas residuales tanto industriales como domésticas. El nitrógeno en estado de nitritos $[\text{NO}_2^-]$ causa agotamiento de oxígeno en el agua (Abarca, 2007). Las bacterias convierten los nitritos $[\text{NO}_2^-]$ en nitratos $[\text{NO}_3^-]$ debido a la oxidación que realizan de la materia orgánica, además la concentración de nitratos incrementa debido al uso de fertilizantes (Martínez y Pujante, 1997). El estado más bajo de reducción de nitrógeno es el amonio $[\text{NH}_3^+]$, siendo el producto final de la reducción de sustancias orgánicas e inorgánicas nitrogenadas provenientes de la atmósfera o por putrefacción de proteínas mediante la acción bacteriana. El amoníaco y el nitrógeno orgánico son indicadores de que el cuerpo de agua ha sufrido una contaminación reciente (Manahan, 1993).
- i) Oxígeno disuelto: el oxígeno proviene del intercambio con la atmósfera, al entrar en contacto el aire con el agua, el oxígeno se difunde en ella hasta que la presión de este elemento en el agua se iguale a la presión que tiene en el aire. El oxígeno también proviene de la fotosíntesis llevada a cabo por las plantas acuáticas y algas. La solubilidad del oxígeno disminuye con el incremento de la temperatura y la salinidad; el crecimiento descontrolado de

algas, plantas acuáticas y altas concentraciones de materia orgánica afectan el oxígeno disuelto en el agua (Abarca, 2007; Sawyer *et al.*, 1994).

- j) Potencial de hidrógeno (pH): considera la cantidad de iones de hidrógeno [H⁺] y los iones hidroxilo negativo [OH⁻] en el agua. Aguas con más iones de hidrógeno es ácida (valores menores a 7), mientras que con más iones hidroxilo es básica (valores mayores a 7). Las variaciones de pH hacia la alcalinidad (valores mayores de 8.5) se deben principalmente a la actividad de organismos que intervienen en el ciclo del CO₂, tales como moluscos y bivalvos que, a su muerte liberan cantidades significativas de carbonatos. En cambio los pH bajos (menores a 7) se relacionan con procesos de descomposición de materia orgánica y liberación de ácidos (Abarca, 2007).
- k) Sedimento en suspensión y solución: el agua puede contener partículas en suspensión, compuestos solubilizados y la suma de ambos son los Sólidos Totales (ST). De los ST es importante definir qué parte son sólidos disueltos (SD) y que otra es sedimentable (SS) (Sawyer *et al.*, 1994). Los sedimentos en suspensión tienen efectos sobre las propiedades ópticas de color y turbidez, que afectan las propiedades biológicas y químicas del cuerpo de agua. La concentración de sedimentos también tiene efecto sobre la densidad y la viscosidad del agua, afectando el flujo (Vergara, 2009).
- l) Temperatura: es el resultado del balance entre la absorción y la emisión de radiación, el flujo de calor y la estructura vertical. Además, la temperatura del agua depende de la ubicación geográfica del sistema, la estación del año y la profundidad de la columna de agua. La temperatura afecta procesos biológicos y fisicoquímicos, además un aumento en la temperatura disminuye la solubilidad del oxígeno disuelto, la densidad, la viscosidad y el flujo (Manahan, 1993; Abarca, 2007).
- m) Transparencia: es una medida del grado en el cual el agua pierde su nitidez debido a la presencia de algas, materia orgánica y sedimentos en suspensión. La claridad del agua permite mayor o menor penetración de la luz, que tiene gran importancia debido al proceso fotosintético, además se incrementan el

material orgánico en el fondo que al descomponerse demanda mayor cantidad de oxígeno disuelto (Aznar, 2000). En cuerpos de agua lóticos la transparencia se mide utilizando un disco Secchi, que es un disco metálico de aproximadamente 30cm de diámetro dividido en cuatro secciones y alternando los colores blanco y negro. La profundidad a la que el disco se pierde de vista, se emplea como medida de transparencia (Chapman y Kimstach, 1992).

Los parámetros antes expuestos, son sólo algunos de los indicadores de la presencia o pueden resultar ser contaminantes en altas concentraciones en los cuerpos de agua. Debido a que algunas sustancias pueden potenciar su papel de contaminante al encontrarse en presencia de otras, acción definida como sinergia (Buss *et al.*, 2002), es imprescindible otras formas de determinación del nivel de contaminación de un cuerpo de agua. Incorporar elementos que no sólo detecten un agente contaminante en específico, sino que muestre como se ha modificado la capacidad que tiene el agua de desarrollar organismos vivos. Aquí, destacan los estudios de biodiversidad, de inhibición del crecimiento de pseudomonas, de toxicidad aguda en daphnias o rotíferos entre otros (Aznar, 2000).

6.2 Métodos Biológicos.

La evaluación con base en parámetros fisicoquímicos es insuficiente, debido a que permiten observar la evolución de las cargas contaminantes, ni la capacidad de resiliencia de los ecosistemas acuáticos, impidiendo tener una visión completa de la calidad del agua en los ríos debido a los diferentes factores que influyen en los ecosistemas acuáticos (Springer, 2010). Por su parte, los organismos acuáticos pueden mostrar los síntomas de las condiciones en las que se encuentra un cuerpo de agua por periodos más prolongados, de aquí la importancia de emplear métodos biológicos para evaluar los sistemas fluviales (Toro, 2003; Alba-Tercedor, 1996).

Al incluir organismos en los métodos tradicionales para determinar calidad de agua, complementa la evaluación debido a que estas comunidades revelan los efectos ocasionados por sustancias tóxicas que han ingresado al ambiente. Asimismo, evidencian modificaciones físicas en los sistemas que se refleja en la presencia o ausencia de una especie (Sandin y Hering, 2004; Peeters y Gylstra, 2004).

Muniz *et al.* (2013), alude que el monitoreo en sistema acuáticos tiene como finalidad identificar los cambios ambientales, derivados de agentes estresantes, por lo que es de suma importancia contar con estudios fisicoquímicos y biológicos donde se contemple la biota, debido a que las plantas, animales y microorganismos pueden reflejar los primeros síntomas de cualquier alteración ambiental.

6.2.1 Bioindicadores

Las evaluaciones empleando métodos biológicos se basan en bioindicadores. Estos son definidos como un conjunto de especies que poseen requerimientos particulares con relación a un grupo de variables físicas o químicas. Por lo tanto, los cambios de presencia, ausencia, número, morfología o de conducta en la comunidad de especies indica que las condiciones fisicoquímicas se encuentran fuera de sus límites de tolerancia (Palma *et al.*, 2013).

Sin embargo, para denominar una especie o un conjunto de especies como *indicadoras*, se requiere conocimiento previo respecto a la composición comunitaria bajo condiciones normales. Además incluye el ciclo de vida de las especies, su estacionalidad y sus variaciones naturales, de manera que sea posible comparar las condiciones antes y después de una perturbación ambiental (Raz-Guzman, 2000).

De La Lanza (2000) menciona que al evaluar con bioindicadores se reflejan las características del hábitat, el grado de perturbación y el grado de la respuesta ecológica a dicha perturbación. Esto en consecuencia a que se encuentran en varios niveles tróficos, motivo por el que la elección de un bioindicador debe tener una

escala amplia, ser flexible, ser un organismo elegido ya sea por su conocida tolerancia o sensibilidad al tipo de contaminante en cuestión.

Los bioindicadores se utilizan en dos tipos de estudios: (1) Para realizar un diagnóstico o evaluación rápida, que es una determinación puntual, en el tiempo, realizando una sola fecha de muestreo, la cual se basa en la comparación entre sitios. (2) Para el biomonitoreo, que se basa en muestreos periódicos ya sean bimestrales, semestrales, anuales o en temporadas, siendo una de sus finalidades implementar un control de calidad o bien, un programa de vigilancia a través del tiempo. En ambos casos es importante tener una muestra de referencia, la cual puede ser en el *tiempo*, es decir, antes del inicio de la actividad o *espacial*, toma de muestra en un sitio de referencia, sin el disturbio a evaluar (Springer, 2010).

6.2.2 Ventajas de la bioindicación

La ventaja de utilizar bioindicadores para detectar procesos y factores que alteran los ecosistemas acuáticos radica en la acumulación de información en las poblaciones de animales y plantas, que los análisis fisicoquímicos pueden no detectar. Los análisis fisicoquímicos, arrojan resultados de las condiciones del agua en el momento en que se realiza el muestreo, mientras que los bioindicadores muestran tendencias a través del tiempo, por lo que, se pueden comparar condiciones pasadas y presentes. También es posible detectar eventos puntuales de toxicidad, los cuales a menudo no son revelados por las mediciones fisicoquímicas estándares (Arce, 2006; Springer, 2010).

Además al realizar una selección de especies indicadoras se simplifican y reducen los costos de la valoración puntual o el biomonitoreo permanente sobre el estado del ecosistema. También, los bioindicadores son capaces de integrar información temporal y su sensibilidad les permite responder a diferentes perturbaciones o contaminantes. Adicionalmente, la obtención de resultados es relativamente rápida y

puede expresarse por medio de Índices Bióticos que describen la calidad del agua mediante escalas numéricas (Arce, 2006;Vázquez, 2006).

Estos índices se basan en datos taxonómicos, abundancia y tolerancia, de los cuales se obtienen valores numéricos que simplifican y facilitan la transmisión de la información. Expresan el efecto de la contaminación sobre una comunidad biológica, correlacionada con el grado de impacto al cual se encuentra sometido el ecosistema acuático (Muniz *et al.*, 2013).

6.2.3 Tipos de bioindicadores

Los organismos presentes en un cuerpo de agua desarrollan adaptaciones a determinadas condiciones ambientales, mostrando límites de tolerancia a tales alteraciones o bien, comportándose como intolerantes. De tal forma que la aparición de variaciones inesperadas en la composición y estructura de las comunidades de organismos, pueden interpretarse como signos de algún tipo de contaminación. Si dicha perturbación llega a un nivel letal para los intolerantes, estos mueren o en el mejor de los casos, abandonan la zona de alteración, dejando espacios libres que serán ocupados por comunidades de organismos tolerantes (Alba-Tercedor, 1996).

En los apartados siguientes se describen los grupos de organismos más comunes que se emplean como bioindicadores, para la determinación de la calidad del agua.

a) *Bacterias*: son indicadores de contaminación fecal por descargas domésticas y municipales. Cuenta con metodología basada en índices bacteriológicos que emplea un grupo de las bacterias coliformes como indicadores, debido a que permanecen por más tiempo en el agua que las bacterias patógenas. Los microorganismos que conforman el grupo de los coliformes totales son *Escherichia*, *Enterobacter*, *Klebsiella*, *Serratia*, *Edwardsiella* y *Citrobacter*, que pertenecen a la familia Enterobacteriaceae. Son bacilos Gram negativos, anaerobios facultativos, no esporulantes, fermentadores de lactosa con producción de gas y cuya tasa de

reproducción depende de las concentraciones de materia orgánica, pH y humedad (Vázquez, 2006).

Uno de los problemas de emplear índices bacteriológicos es el tiempo que necesitan para obtener resultados. Además los resultados son difíciles de interpretar y siempre cabe la posibilidad de que en el muestreo los análisis se hubiesen contaminado, aparte de que el lograr conteos de las células bacterianas es difícil pero posible con técnicas avanzadas y costosas (Arce, 2006).

b) Fitoplancton: comunidad de microorganismos, en su mayoría fotosintéticos como microalgas, cianobacterias y flagelados heterótrofos. Viven suspendidos en un cuerpo de agua y por su ciclo de vida corto, responden rápidamente a cambios ambientales relacionados con la resistencia o tolerancia hacia la contaminación orgánica tanto soluble como particulada. Los fertilizantes y pesticidas incrementan su desarrollo y abundancia, pero un incremento de nutrientes en el sistema propicia la eutrofización en las aguas (De la Fuente, 2009; De la Lanza, 2000).

El fitoplancton es usado como indicador biológico de contaminación térmica, cambios en la mineralización del agua, y en la contaminación orgánica en lagos o embalses. Sin embargo, no es apropiado para emplearlo en ríos debido a la velocidad de corriente que impide que las comunidades de fitoplancton se establezcan (De la Fuente, 2009). La desventaja de trabajar con fitoplancton como bioindicador es que a pesar de que la toma de las muestras es relativamente fácil, la información cuantitativa es difícil de obtener, además se requiere de personal capacitado para identificar, calcular biovolúmenes y realizar análisis de pigmentos, entre ellos clorofila (Arce, 2006; De la Fuente, 2009).

c) Perifiton: organismos, que viven sobre sustratos sumergidos ya sean rocas, vegetación acuática viva o muerta, dichos organismos reflejan los cambios ocurridos ya sea por alteraciones físicas, químicas o biológicas (Pérez, 2007).

Dentro de los organismos que componen al perifiton destacan las diatomeas, algas unicelulares microscópicas, así como los protozoos, hongos y bacterias. Las microalgas asociadas al perifiton responden a las variaciones de los nutrientes en el agua, incremento de materia orgánica, salinidad e incluso la acidificación. Esto se evidencia mediante cambios en su composición, es decir, manifestándose con la disminución de la diversidad y el incremento de la biomasa (De la Fuente, 2009).

Los índices que se basan en el perifiton cuentan con abundante bibliografía, por ser indicadores muy sensibles a cambios del hábitat. No obstante la gran mayoría de los estudios se enfocan a diatomeas por lo que existe poca información sobre los grupos restantes de algas (De la Fuente, 2009).

Pérez (2007), menciona que las evaluaciones donde se emplea perifiton son robustas y se requiere de expertos en la identificación de los organismos hasta el nivel de especie. Además de actualizar constantemente las bases de nomenclatura y la subdivisión taxonómica de las especies.

d) Diatomeas: grupo diverso de microalgas bentónicas, cosmopolitas, cuya tolerancia ambiental se conoce para la mayoría de las especies. Presentan muestreo sencillo y rápido y su composición y abundancia es alterada por los incrementos de nutrientes, salinidad, luz, temperatura, pH, velocidad de corriente así como el tipo de sustrato. Son buenos indicadores de contaminación de tipo orgánica (Toro, 2003; De la Fuente, 2009).

Tienen la desventaja de requerir de personal experto en la identificación de las especies, recuento y obtención de frecuencia relativa de las especies de diatomeas, así como en la interpretación de los resultados. Además, se requiere de microscopios y otros implementos de laboratorio (Pérez, 2007; De la Fuente, 2009).

e) Protozoos: organismos invertebrados menores a 1mm, utilizados para la evaluación de impactos a corto y medio plazo relacionados con contaminación orgánica, salinidad y tasa de renovación (De la Fuente, 2009). La obtención de

muestras es relativamente fácil pero se necesita mucha experiencia en la identificación taxonómica, pues se requiere llegar hasta el nivel de especie. También, resulta difícil obtener muestras representativas debido a las diferencias en la composición de sus comunidades dentro de los microhábitats (Arce, 2006).

f) Macrófitas: plantas acuáticas pluricelulares, detectables a simple vista, indicadores de cambios a medio y largo plazo. Son útiles en la medición de transparencia del agua, variación en los niveles de mineralización, conductividad, salinidad y nutrientes, para lo cual existen procedimientos estandarizados. La recolección es fácil debido a su tamaño y a que se ubican en las orillas de los cuerpos de agua (Arce, 2006; De la Fuente, 2009).

El empleo de macrofitas como bioindicadores requieren expertos botánicos para identificar hasta el nivel taxonómico de especie y los muestreos deben de realizarse por un periodo amplio (Pérez, 2007).

g) Peces: se distribuyen en diferentes niveles tróficos, lo que permite tener una visión integral del ambiente acuático. Además de que reflejan el estado de calidad del ecosistema acuático, son visibles, sensibles y responden a cambios en los factores abióticos, como la calidad del agua y del hábitat manifestándose en un crecimiento deprimido, bajo éxito reproductivo. También responden a cambios en los factores bióticos reflejado en su longevidad, tamaño y movilidad. (Pérez, 2007; Mathuriau *et al.*, 2011).

Las desventajas de usar peces como bioindicadores se debe a su capacidad de movilidad y a las formas de migración de los peces, por lo que pueden escapar de la contaminación y volver cuando las condiciones hayan mejorado. Además, se necesita mucha mano de obra y existe gran dificultad para tomar muestras cuantitativas en aguas con altas velocidades y profundas (Arce, 2006).

h) Macroinvertebrados: organismos invertebrados que desarrollan alguna fase de su ciclo de vida en el medio acuático, cuyo tamaño es superior a los 3 mm y que habitan el fondo de los cuerpos de agua (Hanson *et al.*, 2010).

Considerados como buenos indicadores de calidad del agua debido a que integran muchas de las cualidades que se esperan de un indicador. Son abundantes, se distribuyen en diferentes niveles tróficos, la recolección es simple y de bajo costo y tamaño suficiente para ser observados a simple vista. Tienen una respuesta inmediata ante un impacto, son diversos, presentan un intervalo amplio de tolerancia frente a diferentes parámetros de contaminación, hábitos sedentarios y ciclos de vida suficientemente largos para detectar cualquier alteración en su abundancia, diversidad y estructura (Toro, 2003).

La taxonomía de los macroinvertebrados es ampliamente conocida, fácil de identificar hasta el nivel de familia y pueden ser reconocidas por personas no experimentadas que hayan sido capacitadas y utilicen para ello registros fotográficos regionales. La recolecta se hace con poco personal y el muestreo tiene poco impacto sobre la biota residente (Vázquez, 2006; Pérez, 2007).

Las ventajas de usar macroinvertebrados como bioindicadores de los cuerpos de agua surgen de la capacidad que tienen para reflejar la condición ecológica de un sitio. Esto debido a que tienen poca movilidad y son más sensibles a perturbaciones físicas y químicas locales, aun cuando dichas perturbaciones no puedan ser detectados por otros métodos (Vergara, 2009; Muniz *et al.*, 2013).

Los macroinvertebrados pueden vivir en ambientes lénticos como embalses, represas y lagunas o bien en ambientes lóticos como ríos. Su hábitat está representado por macrofitas acuáticas, debajo de piedras y grava, en arena y lodo del fondo, así como en material vegetal en descomposición de troncos, hojas o frutos a los que se adhieren durante toda o una parte de su ciclo de vida en el agua (Vergara 2009; Carrera y Fierro 2001).

Mathuriau *et al.* (2011), considera que estos organismos son buenos indicadores, debido a los múltiples papeles que desempeñan dentro de los ecosistemas acuáticos. Pueden ser descomponedores de materia orgánica, hasta formar parte de la dieta de organismos localizados en eslabones superiores en las cadenas tróficas. Dentro de las desventajas de trabajar con macroinvertebrados es que no detectan impactos sutiles, no tienen una expresión numérica precisa, los índices biológicos donde se utilizan se basa en pesos ponderados, las variaciones estacionales puede interferir en la interpretación de resultados además es una comunidad heterogénea y la taxonomía de algunos grupos no es bien conocida (Gamboa *et al.*, 2008).

6.3 Índices biológicos

A diferencia de los índices fisicoquímicos, los índices biológicos permiten indicar el estado del agua en un periodo prolongado de tiempo, definido por la duración del ciclo de vida de cada individuo. Pero los índices biológicos no permiten identificar los agentes contaminantes presentes el cuerpo de agua, por lo que su utilización es complementaria y no sustitutiva a los índices fisicoquímicos (Vergara, 2009; Zamora *et al.*, 2000).

Un problema frecuente en los estudios sobre calidad de las aguas consiste en sintetizar los datos obtenidos y presentarlos de forma clara para su interpretación. Ante este inconveniente se emplean índices biológicos mediante los cuales se obtiene valores numéricos que expresan el efecto de la contaminación sobre una comunidad biológica (Arce, 2006).

Estos índices se basan en la capacidad que los organismos tienen para reflejar las características o condiciones ambientales del medio en el que se encuentran. A partir de datos de identificación, abundancia de organismos y tolerancia, es posible obtener valores numéricos que corresponden en forma significativa con el grado de impacto al cual se encuentran sometidos (Czerniawska-Kusza, 2005).

Los índices biológicos pueden ser de dos tipos: bióticos y de diversidad.

6.3.1 Índices bióticos

Son expresiones numéricas que combinan una medida cuantitativa de la diversidad de especies, con información cualitativa sobre la sensibilidad ecológica de los distintos taxones (Czerniawska-Kusza, 2005).

Este tipo de índices se apoyan en el concepto de organismo indicador y se basan en sistemas de puntuación para especies o grupos de organismos, según su sensibilidad o tolerancia a la contaminación. Así, a los más tolerantes se les da un valor numérico menor y los más sensibles un valor numérico mayor. La suma de todos estos valores permiten una valoración del estado ecológico de un ecosistema acuático afectado por un proceso de contaminación, donde se asocian los taxones de invertebrados presentes con el valor numérico asignado de acuerdo a su nivel de tolerancia (Springer, 2010).

Entre los índices bióticos más representativos y el más adaptado en los últimos años en varios países de Latinoamérica es el BMWP por sus siglas en inglés (*Biological Monitoring Working Party*). Este índice asigna puntos a los atributos de diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos en sitios lóticos, valores de tolerancia a la contaminación comprendidos entre uno a aquellas familias muy tolerantes y 10 a las familias intolerantes (Armitage, 2003; Czerniawska-Kusza, 2005). La suma de los valores obtenidos para cada familia detectada en un sitio, nos dará el grado de contaminación del sitio estudiado. Este resultado es totalmente independiente de la cantidad de géneros o individuos recolectados de cada familia (Springer, 2010).

Otro índice biótico es el EPT, nombre dado por los tres grupos que integran este índice: Ephemeroptera, Plecoptera y Tricoptera. Estos órdenes incluyen organismos sensibles y cuyos requerimientos se basan en aguas claras y oxigenadas. El índice se basa en la riqueza de especies y los transforma en valores numéricos, los cuales se obtienen de manera muy similar al índice BMWP, pero sólo toma como base

aquellos organismos pertenecientes a los grupos que lo integran (cuadro 1; Klemm *et al.*, 1990; Graca y Coimbra, 1998).

Cuadro 1. Categorías para calidad del agua de acuerdo a EPT (Alba, 1996).

RANGO	CATEGORÍA
> 10	Sin impacto
6 - 10	Levemente impactadas
2 - 5	Moderadamente impactadas
0 - 1	Severamente impactadas

6.3.2 Índices de diversidad

Al igual que los índices bióticos, son expresiones matemáticas, sin embargo, los índices de diversidad utilizan algunos componentes de la estructura de la comunidad para describir una respuesta a la calidad de su ambiente. Estos son la riqueza que es el número de especies que se encuentran presentes; la equitatividad o uniformidad de la distribución de los individuos entre las especies y finalmente considera a la abundancia que es el número total de organismos presentes en la muestra (Barton y Metcalfe-Smith, 1992).

Los índices de diversidad, como su nombre lo indica, evalúan la abundancia y biodiversidad de especies en un sitio. Estos índices son capaces de reflejar las alteraciones dentro de un cuerpo de agua, por medio de un valor, donde a mayor biodiversidad mayor puntuación y viceversa. A diferencia de los índices bióticos, en los índices de diversidad no es necesario identificar los organismos hasta nivel de especie o familia, pues no se requiere información sobre la tolerancia a la contaminación (Vergara, 2009). Existen varios índices de diversidad pero debido a

que en el presente estudio se empleó el índice de Shannon y Wiener (SW) es el que se describe más a detalle.

Este índice relaciona el número de especies con la proporción de individuos de cada especie presente en la muestra y los valores asignados van de 0 a 4.5 donde un valor igual o incluso menor a 2 indica que el sistema está sometido a un estado de tensión, mientras que un valor cercano al 4.5 indica un cuerpo de agua en buen estado (Staub *et al.*, 1970).

7.- DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

7.1 Localización geográfica

La subcuenca del río Duero se localiza en el noroeste del estado de Michoacán a una altitud media de 2,000 msnm, es parte de la Región Administrativa Número VIII Lerma-Santiago-Pacífico (Figura 1). Es una subcuenca exorreica, tiene forma elongada y corre en dirección sureste-noroeste, tiene una superficie de 3,512 km², longitud de 108.6 km, pendiente de 86.3 a 0°. Nace en el manantial Otacuaro a una altitud de 1,967 msnm y termina en la confluencia del Lerma a una altitud de 1,525 msnm con un recorrido total de 75 km en línea recta (Nava *et al.*, 2012; Estrada *et al.*, 2013; Silva *et al.*, 2016).



Figura 1. Localización de la cuenca del río Duero. Fuente: Silva *et al.*, (2016).

La conformación administrativa de la cuenca comprende el territorio de 20 municipios del estado de Michoacán, sin embargo, a partir de la conformación de la Comisión de la Cuenca, sólo se consideran 13 municipios siendo uno de los criterios aquellos municipios en donde la cuenca abarque por lo menos el diez por ciento de su territorio. Los municipios que cumplieron este criterio son: Briseñas, Chavinda, Cherán, Chilchota, Ixtlán de los Hervores, Jacona de Plancarte, Pajacuarán, Purépero, Santiago Tangamandapio, Tangancícuaro, Tlazazalca, Venustiano Carranza, Vista Hermosa y Zamora (Moncayo *et al.*, 2009; Pimentel y Velázquez, 2015).

La topografía está conformada por valles y sierras que disminuyen gradualmente desde el sureste; en la Meseta Tarasca donde se encuentra el Patamban a una altitud de 3,400 msnm; al noroeste de la cuenca. Las altitudes siguen disminuyendo conforme se avanza hacia la cuenca media con altitudes de los 2,000 msnm a los 1,800 msnm y hacia la cuenca baja con altitudes de 1,800 msnm a 1,600 msnm, en esta última zona se localizan los valles de Tangancícuaro, Zamora y la Ciénega de Chapala (CONAGUA/IPN, 2008; Silva *et al.*, 2016).

7.2 Cobertura vegetal y uso de suelo

Dentro de la Cuenca se reconocen bosque de pino, bosque de encino, matorral subtropical y vegetación halófila, sin embargo, la cuenca es afectada por la deforestación para fines agrícolas o para asentamientos humanos ocupando el 47.68% del territorio de la cuenca; superficies que quedan expuestas y que son erosionadas fácilmente de forma eólica o hídrica. Esta disminución de la cubierta vegetal así como los problemas de pérdida del suelo influyen negativamente en la retención de agua y por ende en la recarga de acuíferos (CONAGUA/IPN, 2008; Silva *et al.*, 2013; Pimentel y Velázquez, 2015).

El cambio de uso del suelo en la cabecera de la cuenca se destina principalmente al establecimiento de huertas de aguacate y cultivo de la papa, provocando pérdidas de suelo, además el deterioro del suelo y agua debido a los agroquímicos. En la parte baja de la cuenca, el uso del suelo es primordial para actividades agrícolas y pecuarias (CONAGUA/IPN, 2008; Pimentel y Velázquez, 2015).

Para la Cañada de los Once Pueblos se practica la agricultura de temporal, anual y pastizal inducido, mientras que en el Valle de Tangancícuaro la agricultura de riego anual y semipermanente en las partes bajas, así como de temporal, anual o pastizal inducido en las partes altas, en general la agricultura semipermanente se ubica cerca de los manantiales perennes. En el Valle de Zamora y en la Ciénega de Chapala, la mayor parte de los terrenos son de riego anual (CONAGUA/IPN, 2008).

8.- METODOLOGÍA

8.1 Estaciones de Muestreo.

La elección de los puntos de muestreo se basó en un estudio previo denominado: *Saneamiento Integral de la cuenca del río Duero* (Moncayo *et al.*,2009; Silva *et al.*, 2013). En este se detectaron sitios con alteraciones evidentes, por factores tales como alto grado de contaminación con residuos sólidos, materia orgánica y descargas de aguas residuales, definidos por niveles altos de nutrientes, bacterias o por valores bajos de oxígeno.

Otra consideración para la selección definitiva de los sitios de muestreo fue la presencia de condiciones ambientales de buena calidad y presencia de manantiales, así como de impactos como zonas grandes de cultivo y zonas urbanas. También, se tomaron en cuenta las características hidrológicas como las zonas de unión de varios afluentes, curso natural y curso modificado del río.

A partir de lo anterior, se establecieron siete puntos principales de impacto, repartidos a lo largo del río Duero. En cada uno de ellos, se tomaron cuatro muestras, la primera a 100 metros antes del punto principal, la segunda en el punto de impacto y las restantes a 500 y 1000 metros después del punto de impacto. Esto se implementó con la finalidad de determinar el grado de depuración natural del río a través del espacio. El número final de sitios de muestreo fue de 24 (figura 1).

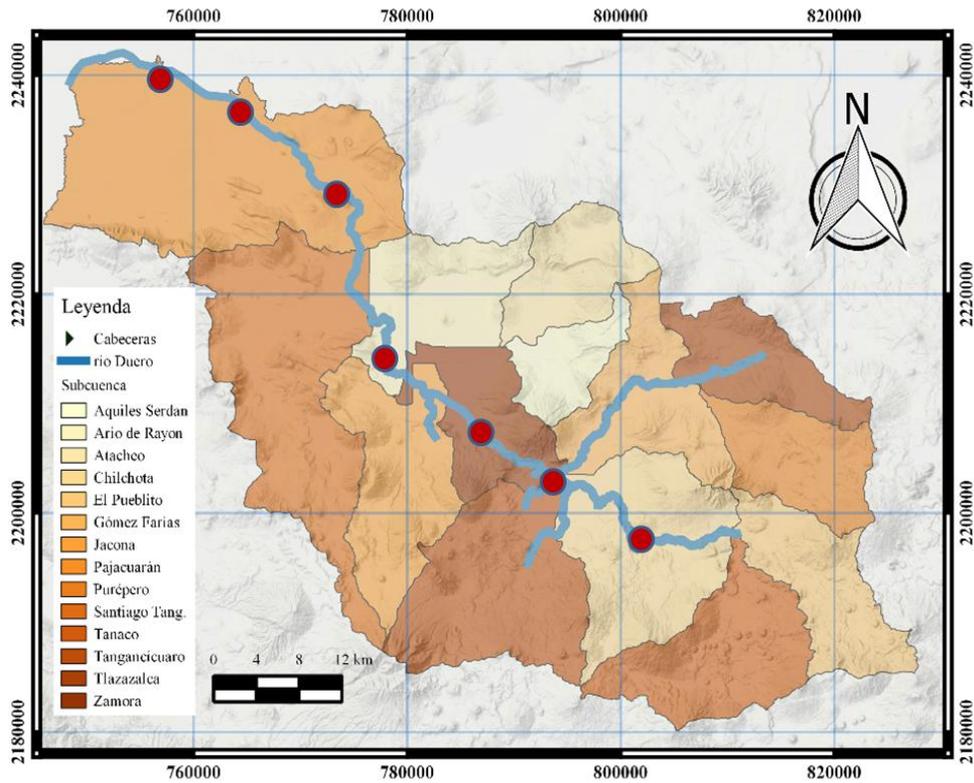


Figura 2. Puntos principales de muestreo en el río Duero.

Una vez en campo, los sitios de muestreo se ubicaron con un geoposicionador satelital marca Magellan Tritón 2000. El estudio se realizó de manera bimestral durante el periodo 2013-2014, esto con la finalidad de observar el comportamiento del río Duero y sus comunidades en las etapas de estiaje, lluvias e intermedio (Cuadro 2).

Cuadro 2. Descripción y localización de los sitios de muestreo en la subcuenca del río Duero.

Sitio	Acrónimo	Coordenadas	Altitud (msnm)	Distancia del sitio principal (m)
El Rastro	Rs	19°13'11" N -102°07'05" O	1,780	100m antes
La Boca	Bc	19°13'13" N -102°07'37" O	1,780	Principal
La Poza	Pz	19°51'35" N -102° 07'35" O	1,779	500 m después
Etúcuaro	Et	19°53'09" N -102° 08'55" O	1,710	1000m después
Valle de Guadalupe	Vg	19°54'11" N 102°11'31" O	1,703	100m antes
Tangancicuaro	Tn	19°54'32" N -102°12'03" O	1,704	Principal
Adjuntas	Ad	19° 21'50" N -102°11'50" O	1,703	500 m después
Antes del Platanal	Ap	19°55'56" N -102°14'40" O	1,615	100m antes
Platanal Principal	Pp	19° 55'57" N -102°14' 41" O	1,613	Principal
Libramiento	Lm	19° 57'23" N -103°13'14" O	1,582	500 m después
Tamándaro	Tm	19° 57'23" N -103°13'14" O	1,580	1000m después
Las Limas	Li	19°57'56" N -102°16'59" O	1,570	100m antes
Río Celio	Rc	19°58'31" N -102°18'3" O	1,570	Principal
Río Duero	Rd	19°58'31" N -102°18'3" O	1,570	Principal
Los Espinos	Es	19°58'52" N -102°18'35" O	1,569	500 m después
Antes de la Planta de Tratamiento	Pt	19°58'52" N -102°18'35" O	1,563	100m antes
Dren A	Da	20°01'16" N -102°20'07" O	1,562	Principal
Desembocadura del Dren A	De	20°06'20" N -102°22' 07" O	1,558	500 m después
Estanzuela Antes	Ea	20° 06' 20" N -102°22'09" O	1,557	100m antes
Estanzuela Principal	Ep	20° 07' 14" N -102°22'21" O	1,559	Principal
San Cristobal	Sc	20°11'18" N -102°25'54" O	1,535	100m antes
El Capulin	Cp	20° 13' 32" N -102°29'26" O	1,532	Principal
Puente Cumuato	Pc	20°15'16" N -102°35'17" O	1,530	500 m después
Ibarra	Ib	20°15'02" N -102°36'27" O	1,529	1000m después

8.2 Parámetros físicos y químicos

8.2.1 Determinación en campo

Se caracterizó *in situ*, variables tales como la transparencia del agua expresada como la profundidad de visión del disco de Secchi. Asimismo, se registró la velocidad de corriente con el flujómetro Flowatch AMI0608 y se midió el ancho y la profundidad del cauce (m) (con un flexómetro y una varilla graduada respectivamente), para obtener el caudal por medio de la fórmula:

$$Q = V \times A$$

Donde Q es el gasto; V es velocidad y A es el área.

Además, se determinó la temperatura ($^{\circ}\text{C}$), la conductividad eléctrica (μS), la salinidad ($\%$), sólidos totales disueltos (ppm), pH, NH_4 (ppm de N), NO_3 (ppm de N), Cl^- (ppm), concentración de oxígeno disuelto (ppm), porcentaje de saturación de oxígeno ($\%$) y turbidez (NTU) por medio del multisensor Hydrolab DS5.

También se recolectaron en cada sitio de muestreo 3 litros de agua, obtenidos del primer metro de profundidad. Estas muestras se pusieron en hieleras para conservarlas (aproximadamente a 4°C), aislarlas de la luz solar y facilitar el traslado para su posterior análisis. En laboratorio se determinó la demanda bioquímica y química de oxígeno (DBO_5 y DQO, respectivamente), sólidos suspendidos, sólidos sedimentables totales y concentración de fosfatos.

8.2.2 Análisis en laboratorio.

Para los análisis fisicoquímicos se determinaron las siguientes variables:

- a) *Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅)*; de acuerdo al protocolo de APHA (1998), este análisis incluye la dilución de las muestras en agua destilada saturada de oxígeno (25-50%). Las muestras se incubaron a temperatura constante por 5 días. Las concentraciones de oxígeno inicial y final se estimaron utilizando la técnica de Winkler modificada al ázida de sodio.
- b) *Demanda Química de Oxígeno (DQO)*; para este análisis se utilizó la técnica del dicromato a reflujo abierto en una solución de ácido fuerte. En dicha solución se pone un exceso de dicromato de potasio cuya cantidad es conocida durante dos horas. Después de la digestión, el remanente de dicromato que no fue reducido se titula con sulfato ferroso de amonio (APHA, 1998).
- c) Sólidos suspendidos: están constituidos por sólidos sedimentables, sólidos y materia en suspensión y o coloidal que son retenidas en el elemento filtrante bajo la norma NMX-AA-034-SCFI-2001.
- d) Sólidos sedimentables totales: es la expresión aplicada al material que se desprende de la suspensión en un periodo determinado, este material se sedimenta en el fondo de un recipiente de forma cónica y se analiza bajo la norma mexicana NMX-004-SFI-2000.
- e) Fosfatos; De cada muestra se determina la cantidad de fosfatos (mg/l) empleando la adaptación al método aminoácidos de Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18a edición. La reacción entre el fosfato y los reactivos origina un tinte azul en la muestra. Se emplea el Fotómetro multiparámetro de Sobremesa C99 (HANNA instrument).

8.3 Parámetros biológicos

8.3.1 Colecta, lavado y conservación de muestras biológicas

Se capturaron organismos en cada sitio de muestreo, luego de la toma de muestras de agua y la determinación de los parámetros físicos y químicos. Para la obtención de dichas muestras se empleó una draga Ekman de 400 cm² de superficie de extracción y una capacidad de 4 L. Adicionalmente, en cada sitio se tomó una muestra con una red manual de marco rectangular de 25.4 x 45.7 cm, con una abertura de malla de 365 µ dirigida a contracorriente.

Las muestras, se colocaron en una bandeja para posteriormente lavarlas en una cubeta con fondo de tamiz de 420 µm y eliminar la mayor parte de las arcillas contenidas en ellas; La muestra se colocó en un contenedor rotulado con el nombre del sitio muestreado, fecha y tipo de técnica que se empleó para su obtención.

Finalmente, las muestras fueron fijadas con alcohol al 70% para el análisis posterior. La toma de las muestras y el lavado de las mismas se ajustó a la norma internacional de estandarización UNE-EN ISO 10870:2012.

8.3.2 Limpieza e identificación de material biológico

En el laboratorio las muestras fueron lavadas, evitando que el chorro del agua cayera directamente sobre las mismas y dañará a los organismos. Una vez lavada la muestra, se tiñó con rosa de bengala durante dos horas, para contrastar los organismos del resto del material y disminuir el error al separar los macroinvertebrados presentes.

Posteriormente, se lavó nuevamente con el fin de eliminar el exceso de colorante. Para separar los macroinvertebrados, las muestras se colocaron en una solución sobresaturada de azúcar al 40%, con la finalidad de separar a los organismos por floculación y que se facilitara su remoción.

Los organismos se extrajeron del sedimento manualmente, mediante el uso de pinzas y microscopio estereoscopio, posteriormente fueron colocados en frascos rotulados, con los datos del punto de muestreo, fecha y método de captura utilizado, en alcohol al 70% para su fijación. El conteo y la identificación de organismos se hicieron hasta el nivel taxonómico de género, utilizando literatura especializada (Pennak, 1978; Álvarez, 2005; Oscoz *et al.*, 2009; Oseguera *et al.*, 2012).

8.3.3. Índice de diversidad Shannon-Wiener (SW)

El índice proporciona el grado de incertidumbre para predecir la identidad específica de un individuo obtenido al azar de la muestra. Considera la riqueza y la distribución de la abundancia entre las especies, denotando el grado de heterogeneidad en la comunidad (Magurran, 2004).

Se calculó el SW a partir de los datos obtenidos de la identificación y cuantificación de géneros de macroinvertebrados. Se elaboró una matriz de densidad de los diferentes taxones que se encontraron en los sitios de muestreo para evaluar la respuesta de las comunidades de macroinvertebrados en relación a la contaminación, no sin antes estandarizar los datos, aplicando diversas transformaciones entre ellas logaritmo, utilizando la fórmula $\log(x+1)$, con la finalidad de colocar a los datos en una distribución normal. El índice SW se calcula mediante la siguiente expresión:

$$H = \sum (P_i \cdot \ln P_i)$$

Dónde H : índice de SW, P_i : proporción total de la muestra que pertenece a la especie i , con $i = 1, 2, \dots, S$; en donde S es el número total de especies presentes en la muestra (Vergara, 2009).

Se utilizó el índice de SW, para comparar los sitios de muestreo y las épocas en el presente estudio y contrastarlos con los valores de diversidad y composición que encontraron Ramos (1989) y López (1997).

8.4 Índice del BMWP

Después de la identificación de los organismos hasta el nivel taxonómico de familia, se procedió a la puntuación de cada una de las familias que se presentaron en los diferentes sitios de muestreo. La ponderación de cada familia corresponde a su grado de sensibilidad ante la presencia de perturbaciones en el sistema, así a las familias más sensibles se les otorga valores cercanos a 10 y conforme las familias presentan mayor tolerancia ante las perturbaciones, el valor disminuye. De acuerdo con Roldán (2003), las puntuaciones asignadas a cada familia de macroinvertebrados empleando el BMWP se resumen en el cuadro 3.

Cuadro 3. Puntuación de las familias de macroinvertebrados para obtener el BMWP.

Familia	Puntuación
Anomalopsyidae, Atriplectididae, Blephaceridae, Calamoceratidae, Ptilodactylidae, Chordodidae, Gomphidae, Hidridae, Lampyridae, Lymnessiidae, Odontoceridae, Oligoneuriidae, Perlidae, Polythoridae, Psephenidae.	10
Ampullariidae, Dystiscidae, Ephemeridae, Polycentropodidae, Xiphocentrinidae, Gyrinidae, Hydrobiosidae, Leptophlebiidae, Philopatommidae, Euthplociidae.	9
Gerridae, Hebridae, Helicopsyidae, Hidrobiidae, Lleptoceridae, Lestidae, Palaemonidae, Pleidae, Pseudothelphusidae, Saldidae, Simuliidae, Vellidae.	8
Baetidae, Caenidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Corixidae, Dixidae, Dryopidae, Glossosomatidae, Hyalellidae, Hydroptilidae, Hydropsychidae, Leptothyphidae, Naucoridae, Notonectidae, Plamariidae, Psychodidae, Scirtidae.	7
Aeshnidae, Ancyliidae, Corydalidae, Elmidae, Libellulidae, Limnichidae, Lutrochidae, Megapodagrionidae, Sialidae, Staphylinidae.	6
Belostomatidae, Gelastocoridae, Mesovelidae, Nepidae, Planorbiidae, Pyralidae, Tabanidae, Thiaridae.	5
Chysomelidae, Stratiomyidae, Halipidae, Empididae, Sphaeridae, Lymnaeidae, Hydrometridae, Noteridae, Dolichoponidae.	4
Ceratoponidae, Glossiphonidae, Cyclobdellidae, Hydrophilidae, Physidae, Tipulidae.	3
Culicidae, Chironomidae, Muscidae, Sciomyzidae, Syrphidae.	2
Tubificidae	1

Después de obtener la suma de los valores correspondientes a cada una de las familias presentes en la zona de estudio, se obtiene la calidad del agua, clasificadas en cinco categorías (cuadro 4).

Cuadro 4. Categorías para la calidad del agua de acuerdo a BMWP (Roldán, 2003)

CLASE	PUNTUACIÓN	CALIDAD DEL AGUA
I	> 120	Aguas muy limpias
	101 - 120	Agua limpias
II	61 - 100	Aguas ligeramente contaminadas
III	36 - 60	Aguas contaminadas
IV	16 - 35	Aguas muy contaminadas
V	< 16	Aguas fuertemente contaminadas

8.5 Análisis de la información

Los datos obtenidos de los análisis fisicoquímicos, así como la información de la identificación, cuantificación e índices de macroinvertebrados se sometieron a diferentes análisis exploratorios, para determinar las variables predictivas más importantes y describir la relación entre los factores bióticos y abióticos del río Duero.

Previo a los análisis los valores de los parámetros fisicoquímicos fueron transformados en logaritmo, excepto el pH, utilizando la fórmula $\log(x+1)$ para reducir la influencia de datos extremos. Además, considerando que un gran número de predictores, en relación con la cantidad de sitios de muestreo, puede incorporar problemas de interpretación por variables redundantes o por carecer de un buen

ajuste del modelo, se incorporaron sólo algunas variables ambientales tales como temperatura, oxígeno disuelto, cloruros, nitratos, fosfatos, turbidez, sólidos totales disueltos, sólidos sedimentables, DBO₅, DQO, transparencia así como profundidad y ancho del caudal.

Para determinar que variables eran las que mejor describían los sitios se aplicó un proceso de selección por medio del empleo de un análisis de componentes principales (con un factor mayor a 0.45). Además, se detectaron las relaciones grandes entre variables por medio del coeficiente de correlación de Pearson (>0.75).

Se realizó una clasificación de los sitios utilizando la medida de disimilitud de Bray-Curtis y el método jerárquico aglomerativo de Ward (Romesburg, 1984). Para los cálculos se utilizó el paquete Vegan (Oksanen *et al.*, 2015) de la plataforma R (R Core Team, 2015).

Dentro del proceso de clasificación, la iniciativa es identificar el número de grupos posibles de ser interpretados con base en los descriptores utilizados y el contexto del problema analizado. Pero la selección de este número de grupos tiende a ser arbitraria, ya que constituye una de tantas hipótesis susceptibles de establecer. Con el fin de incorporar objetividad se cuenta con diversos criterios y pruebas que ayudan a establecer el número de grupos más probable.

Asimismo, se presentan métodos que generan algunos resultados coincidentes y otros contradictorios. Para procurar el número óptimo de grupos funcionales, en donde la característica de la información lo permitió, se aplicó el paquete Nbclust del programa R (R Core Team, 2013).

También, se implementó la ordenación de los sitios de muestreo con respecto a las variables ambientales y valores de los macroinvertebrados. Para ello se utilizó la técnica no-paramétrica multivariada de escalamiento no-métrico multidimensional (NMDS).

El NMDS se basa en una relación no lineal de las disimilaridades y las distancias en el plano cartesiano. Se inicia a partir del cálculo de la matriz de disimilaridad y posteriormente mediante un procedimiento iterativo, se van desplazando las estaciones en el plano, de modo que se minimice el estrés, el cual mide el ajuste entre esas dos variables. A medida que este valor decrece, la ordenación resultante es más adecuada (Clarke, 1993).

La técnica NMDS calcula los valores de los ejes, basado en intervalos de distancia y por lo tanto permite el análisis de datos heterogéneos (Clarke, 1993). El procedimiento extrae ejes a partir de las muestras que describen la variación espacial y cuantificación de variables a lo largo del río y utiliza un procedimiento Monte Carlo para determinar si la cantidad de variación descrita por los diferentes ejes fue más o menos esperada por procesos aleatorios (Mc Cune *et al.*, 2002). Hay que destacar que el método no toma en cuenta las disimilaridades, si no el orden de las mismas. De este modo, las dos estaciones con menor disimilaridad se ubican más próximas en el plano, mientras que las de mayor valor quedan alejadas. Se utilizó la distancia de Sorensen y se aplicó la configuración de autopiloto establecida en el programa PC-ORD versión 6 (McCune y Mefford, 2006).

9. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

9.1. Parámetros fisicoquímicos

Las variables ambientales registradas a lo largo del río Duero se presentan en el apartado de anexos (Anexo 1), donde se aprecia el comportamiento de los diferentes parámetros fisicoquímicos, los cuales reflejan un incremento gradual a partir de la cabecera del río a la desembocadura del mismo, como consecuencia de las diferentes actividades antrópicas que se realizan en este cuerpo de agua, así como por la ubicación geográfica de los puntos de muestreo, en los que influye factores como altitud, pendiente, humedad, caudal y aporte de tributarios.

9.1.1 Temperatura

La temperatura registrada durante los diferentes periodos de muestreo, fue ascendiendo conforme se avanza de la cabecera a la desembocadura del río, de aquí que la temperatura mínima registrada en el sitio 1 oscila entre 15.9 °C y 17.4 °C, mientras que la temperatura mayor se registró en el sitio 24 con una variación entre 22 °C y 30°C (figura 2).

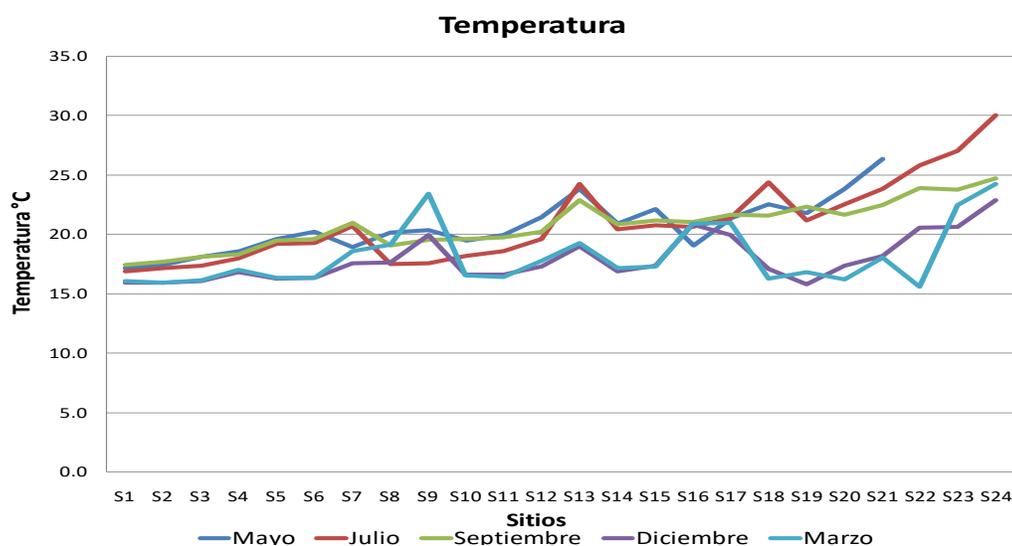


Figura 2. Tendencia de valores de temperatura del río Duero.

Cabe destacar que los últimos sitios de muestreo para mayo no presentan valores debido a que el cauce se secó. Esto se debe a la derivación y extracción de agua en diferentes puntos del río, para el riego de cultivos en los municipios de Vista Hermosa, Ixtlán y Pajacuarán.

El incremento gradual de temperatura del agua, durante los diferentes periodos de muestreo, coincide con lo reportado por Ramos (1989) y López (1997), quienes mencionan que el aumento es inversamente proporcional a la altitud de la cuenca, es decir, a mayor altitud menor temperatura registrada y viceversa. Los mismos autores, también hacen hincapié en que la temperatura puede verse alterada por la conservación natural de la ribera, así en la parte alta de la cuenca, donde el cauce está cubierto por bosque de galería, las temperaturas son menores que las registradas en los sitios donde el caudal queda completamente descubierto.

La importancia de la temperatura del agua radica en las perturbaciones ecológicas y los efectos sobre la biota acuática que puede propiciar, debido a que la temperatura influye en la regulación de los procesos vitales de los organismos que se encuentran en el ecosistema acuático, como la tasa de producción primaria, las reacciones metabólicas de reproducción y crecimiento de los organismos, así como en la estabilidad y la actividad de las enzimas en los procesos bioquímicos (De la Lanza, 1998; Castañón y Abraján, 2010; Rosas *et al.*, 2014). Además, la temperatura afecta las propiedades tanto físicas como químicas de otras variables ambientales como la solubilidad del oxígeno, el pH, la alcalinidad y la tensión superficial (Mas-Martí *et al.*, 2015; Perkin *et al.*, 2015).

9.1.2 Conductividad eléctrica

Respecto a las concentraciones de conductividad eléctrica que se obtuvieron en los diferentes periodos de muestreo, los valores mínimos se registraron en los primeros ocho sitios de muestreo, en un intervalo de 0.15 mS/cm y 0.22 mS/cm, mientras que los valores máximos se presentaron durante los meses de diciembre y marzo, ambos en el sitio 9 con una concentración de 0.65 mS/cm y 0.97 mS/cm, respectivamente. Otros puntos a considerar son los sitios 17 (Dren A) y 20 (Estanzuela), los cuales llegan a presentar valores superiores a 0.40 mS/cm durante los periodos de mayo y marzo (figura 3).

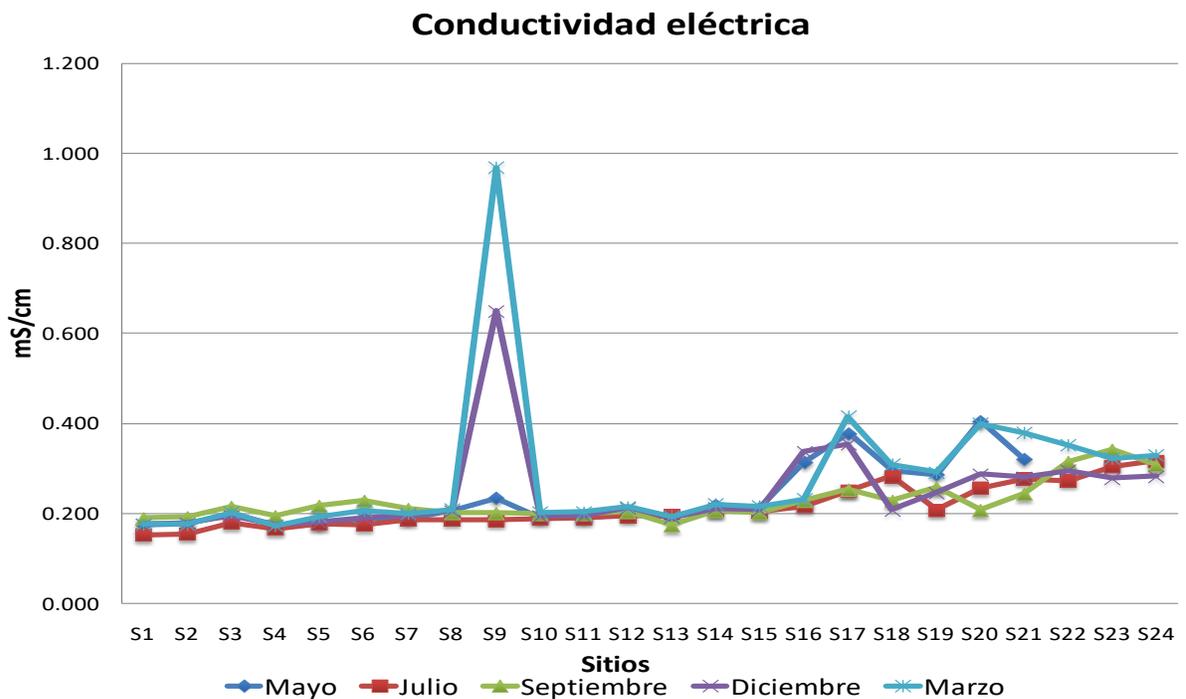


Figura 3. Registro de la conductividad del río Duero.

El presente estudio coincide con lo registrado por Velázquez *et al.* (2011) así como por Silva *et al.* (2013) donde las concentraciones de conductividad eléctrica del río Duero presentan una tendencia a incrementar conforme se dirige hacia la desembocadura del río.

Este incremento se debe tanto a los procesos naturales de acarreo en la parte alta y media de la cuenca y a los flujos geotérmicos localizados en la parte baja de la misma, además de los efectos derivados de las descargas urbanas y drenajes agrícolas (Velázquez *et al.*, 2010; Velázquez *et al.*, 2011; Inocencio *et al.*, 2013).

Los datos registrados en este estudio muestran que los valores máximos de conductividad eléctrica se presentaron en mayo, diciembre y marzo a diferencia de lo registrado por Inocencio *et al.* (2013), mismos que mencionan que los valores máximos de conductividad eléctrica se presentaron durante el periodo de lluvias.

De acuerdo con Roldán (2008), la conductividad influye en el metabolismo del ecosistema acuático y en la diversidad de las especies, así la alta diversidad de especies corresponden a bajas conductividades y viceversa. Además, la conductividad influye sobre otros factores como los sólidos suspendidos y la alcalinidad, debido a que considera la concentración de sustancias disueltas ionizadas en el agua (Castañon y Abraján, 2009).

9.1.3 Salinidad

Por otro lado, las concentraciones de salinidad durante los diferentes periodos de muestreo, registraron valores que van desde 0.8 g/L hasta 1.1 g/L, durante las primeras estaciones de muestreo, que corresponden a la parte alta de la cuenca, donde las descargas de aguas residuales y la agricultura aún es mínima en la parte aledaña del río. La excepción se tiene en el sitio 9, porque aquí llega el desagüe del mercado de abastos, que en marzo presenta un valor de 5.1 g/L. A partir del sitio 16 y hasta la desembocadura del río, se aprecia un incremento en la salinidad del río que va de 1.0 g/L hasta 2.1 g/L (figura 4).

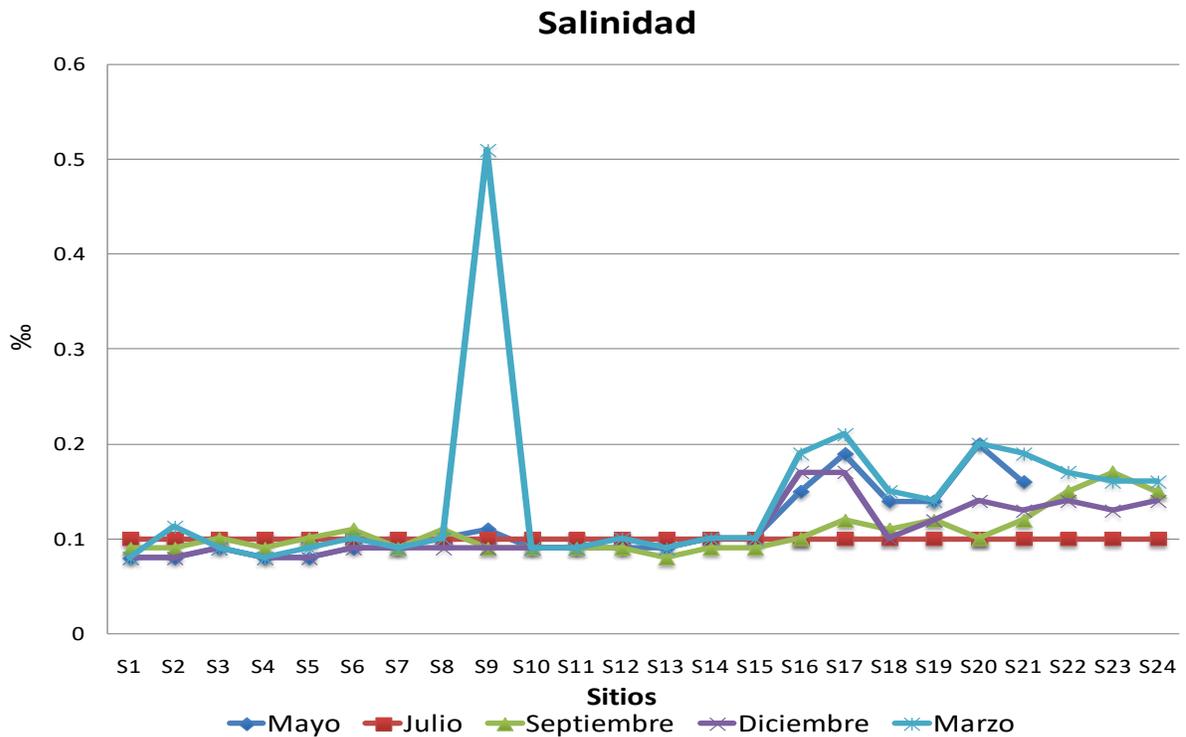


Figura 4. Concentraciones de salinidad del río Duero.

Este aumento en la salinidad que se evidencia en los sitios cercanos a la desembocadura del río, ha sido registrado a través de los años por Ramos (1989), López (1997) y Pimentel (2007).

El incremento de salinidad en la parte baja del río, se debe a varios factores tales como la disminución en el volumen de agua, reducción de la velocidad de corriente, la evapotranspiración producto del lirio acuático, evaporación intensa de manera natural, interacción agua-roca, arrastre de sedimento en zonas con uso primordialmente agrícola, vertidos de aguas residuales y las descargas agrícolas, siendo estos dos últimos las fuentes principales que aportan salinidad al río Duero (Velázquez *et al.*, 2011; Silva *et al.*, 2013).

La salinidad al ser una medida de la cantidad de iones disueltos en el agua presenta una relación directa con la conductividad eléctrica, incluso ha sido relacionada con

los sólidos totales disueltos, por lo que el incremento en sales u otras sustancias no sólo afectan la calidad del agua al limitar su uso, además repercute en la biota acuática debido a que influye en la distribución, reproducción, nutrición y crecimiento de los organismos (Silva *et al.*, 2016; De la Lanza, 1998).

9.1.4 Potencial de hidrogeno (pH)

Respecto al comportamiento del pH, en los distintos periodos de muestro, se observó que los intervalos del pH en el periodo 2013-2014 oscilan entre 6.61 y 8.23, registrándose el valor menor durante mayo en el sitio 15 y el valor máximo en marzo en los sitios 8 y 9.

Referente al valor del pH por periodos, en general julio presentó menor variación entre sitios de muestreo, así el sitio 3 registró el valor más bajo con 7.04 mientras que el sitio 7 registró el más alto con 7.4 presentando una variación de 0.36.

Por otro lado, marzo fue el periodo que mostró concentraciones mayores, las cuales oscilaron entre 7.33 en el sitio 17 y 8.23 en los sitios 8 y 9, presentando una variación de 0.90 (figura 5).

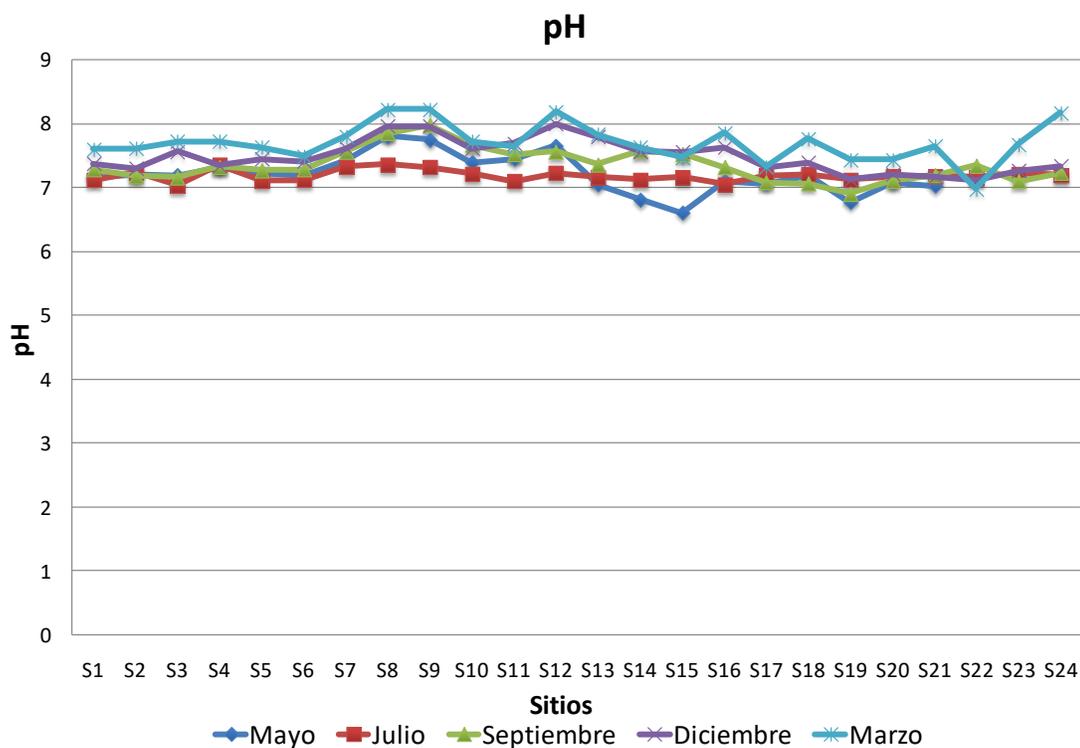


Figura 5. Registro de valores de pH del río Duero.

De acuerdo con Guerrero *et al.* (2013) y Torres (2013), la lluvia es causante de la variación en las concentraciones de contaminantes, materia orgánica e incluso el pH en los ríos debido a su efecto en el arrastre, dispersión y dilución. Este mismo efecto de dilución también se puede atribuir al comportamiento del pH en el río Duero, principalmente en el periodo de julio.

Por otro lado el estudio realizado por Ramos (1989), en el río Duero registró valores de pH que oscilaron entre 7 y 8.4 durante los diferentes periodos de muestreo, así al comparar estos valores con los obtenidos en el presente estudio se aprecia una tendencia a la acidificación de este cuerpo de agua a través del tiempo. En un estudio más reciente, Silva *et al.* (2013) registraron valores de pH con una tendencia ligera a la acidez conforme se llega hacia aguas abajo.

Castañón y Abraján (2009), mencionan que la acidez del agua de manera natural, puede deberse a dos factores, el primero de ellos es el dióxido de carbono disuelto que proviene de la atmósfera o bien de los seres vivos, el segundo factor es la

presencia de ácido sulfúrico procedente de algunos minerales. En el caso de los seres vivos, Dangles *et al.* (2004) mencionan que la acidificación puede deberse a los efectos de la actividad fotosintética, la respiración celular, al contacto del agua con materias orgánicas en descomposición de origen vegetal. Además, otra fuente de cambio son las descargas de origen antrópico.

Dentro de las repercusiones en la disminución del pH se encuentra el poco o nulo crecimiento de los organismos, principalmente peces, hasta la muerte de los mismos. También pueden verse alterados los procesos microbianos y con ello la descomposición de materia orgánica, reciclaje de nutrientes y en general el funcionamiento del ecosistema (Dangles *et al.*, 2004; De la Lanza, 1998).

9.1.5 Compuestos nitrogenados

Para el caso de los compuestos nitrogenados, particularmente amonio, se registraron valores que fluctuaron entre 0.27 mg/L en el sitio 4 durante marzo y 18.79 mg/L en el sitio 17, seguido del sitio 20 con 13.69 mg/L registrados en el mes de mayo. También durante mayo, se presentaron las mayores concentraciones de amonio, sin embargo, los meses de septiembre, diciembre y marzo presentaron las mayores concentraciones en los sitios 22, 9 y 17 respectivamente (figura 6).

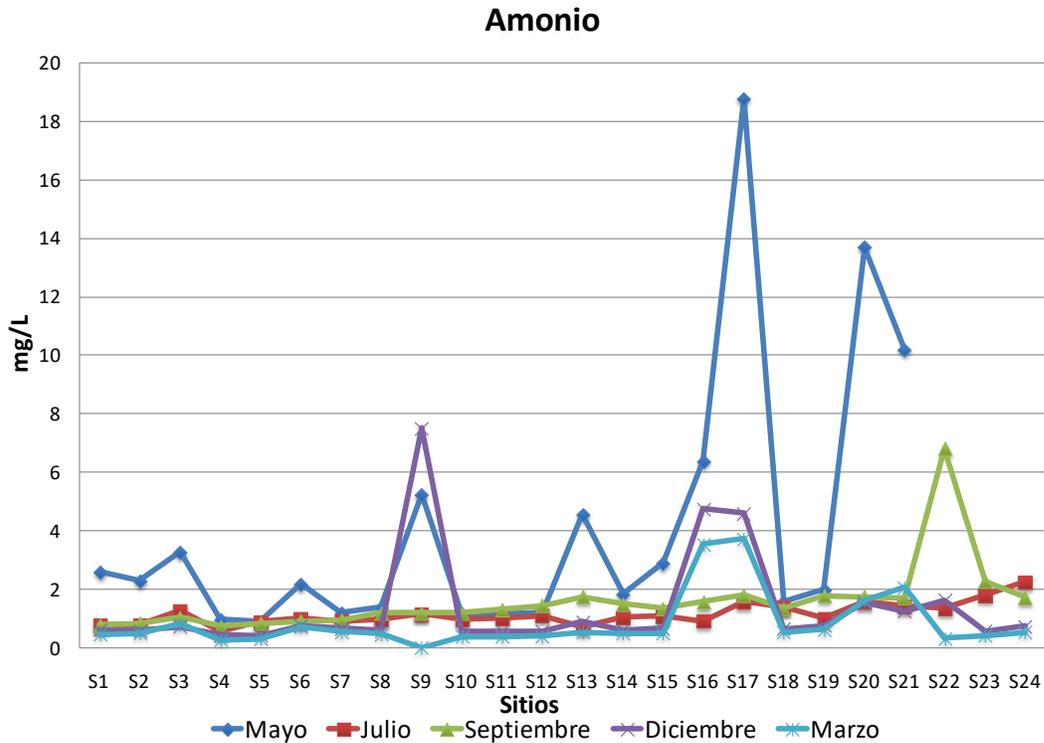


Figura 6. Concentraciones de amonio del río Duero

López (1997), encontró un comportamiento similar, sin embargo, las concentraciones van de 0.32 mg/L en la cabecera del río hasta 0.86 mg/L en la Estanzuela, para registrar 0.51 mg/L en la parte final del cauce. Este incremento en las concentraciones de amonio a través del tiempo, es producto del crecimiento urbano, la agricultura intensiva que se realiza en la cuenca, en donde se emplean paquetes tecnológicos que incluyen el uso de agroquímicos y se descarga aguas residuales sin tratamiento previo (Velázquez *et al.*, 2011).

De acuerdo con Camargo y Alonso (2007), las concentraciones de amonio incrementan a medida que los valores de pH y temperatura aumentan, esta correspondencia coincide con el comportamiento que se ha observado conforme se avanza hacia la desembocadura del río Duero.

Castañón y Abraján (2009), mencionan que las fuentes principales de amonio provienen de desechos domésticos, industriales y agrícolas, particularmente fertilizantes. El enriquecimiento con nutrientes degrada los ecosistemas acuáticos, limita el uso del agua, propicia las floraciones de algas tóxicas las cuales influyen en las concentraciones de oxígeno y la muerte de organismos (Carpenter *et al.*, 1998).

Con lo que respecta a los nitratos, se registraron valores que van desde 0.35 mg/L en el sitio 15 durante el periodo de mayo, hasta 16.54 mg/L en el sitio 17 para marzo, seguido de 15.60 mg/L en el sitio 9 registrado tanto en septiembre como en marzo (figura 7).

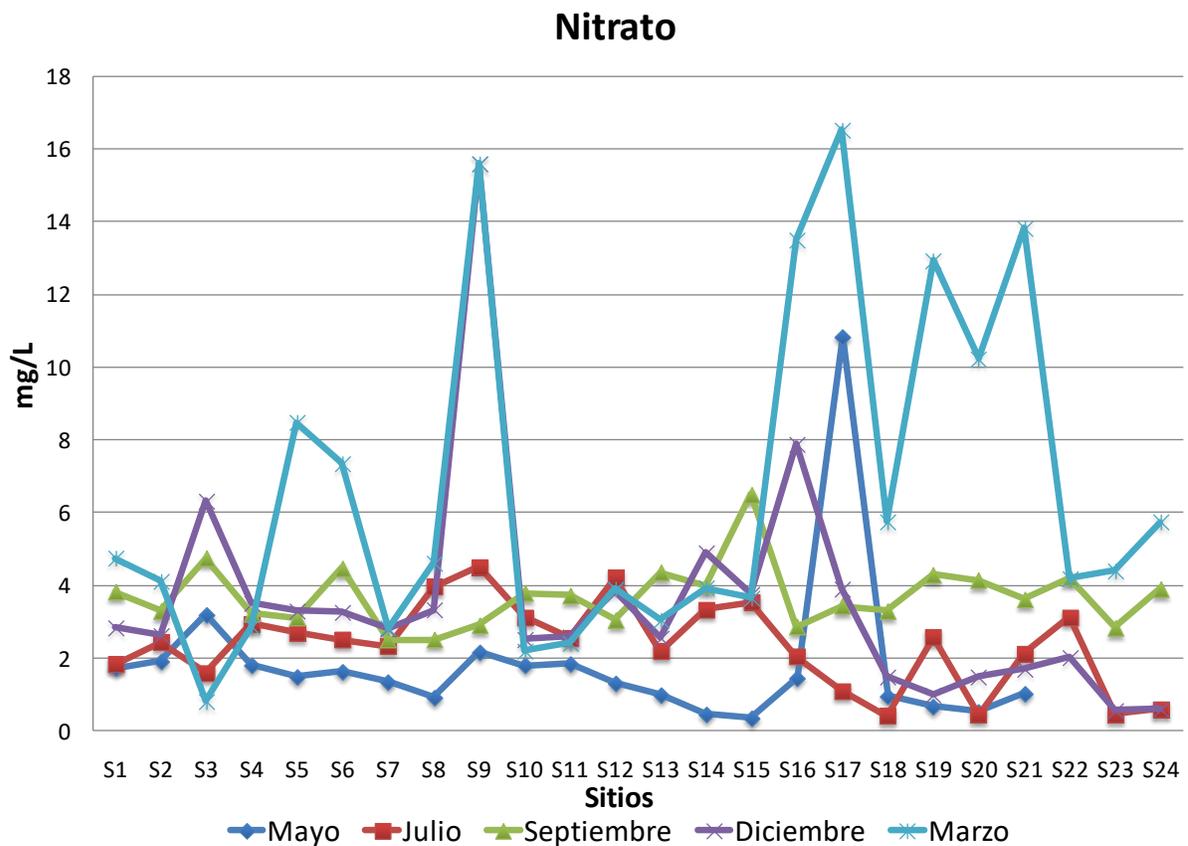


Figura 7. Concentraciones de nitratos en el río Duero.

Al comparar los resultados con los obtenidos por López (1997), el comportamiento del nitrato es muy similar al periodo de mayo del presente estudio, sin embargo los intervalos de nitrato que registró López oscilan entre 0.62 mg/L y 0.85 mg/L, mientras que el estudio en cuestión alcanza valores de hasta 16.54 mg/L, por lo que el incremento de nitratos en la cuenca es muy evidente. Una de las explicaciones que da López (1997), al incremento de nitratos a lo largo de la cuenca, es el uso de fertilizantes que se emplean en el Valle de Guadalupe, Tangancícuaro y Zamora. Esto tiene sentido al observar que en la actualidad, las actividades agrícolas que se desarrollan dentro de la cuenca se han intensificado y con ello el uso desmedido de fertilizantes, lo cual ha ocasionado un enriquecimiento de nutrientes en este cuerpo de agua.

De acuerdo con Carpenter *et al.* (1998), el exceso de nutrientes o la eutrofización de un sistema acuático facilita el crecimiento de algas y plantas acuáticas, propiciando una disminución en el oxígeno, debido a la muerte y descomposición de materia orgánica, lo cual conlleva a la muerte de los organismos que lo habitan. Los mismos autores, mencionan que la eutrofización provoca daños a la salud humana así como pérdida de hábitats y de biodiversidad acuática.

El exceso de nutrientes entre ellos los nitratos, además de propiciar la eutrofización del ecosistema y poner en riesgo la salud pública, cuando el agua es utilizada para consumo humano, influye en la pérdida de hábitats e impacta en la biodiversidad acuática (Sarabia *et al.*, 2011; Guevara y Huamantínico, 2012).

9.1.6 Cloruros

Las concentraciones de cloruros, en general van incrementando conforme se llega a la desembocadura del río, lo cual se presenta en todas las temporadas con valores que oscilan entre 4.86 mg/L en el sitio 2 para mayo y 48.34 mg/L en el sitio 24 durante marzo. Mientras que las concentraciones mayores se registraron en el sitio 9 con 197.0 mg/L para diciembre (figura 8).

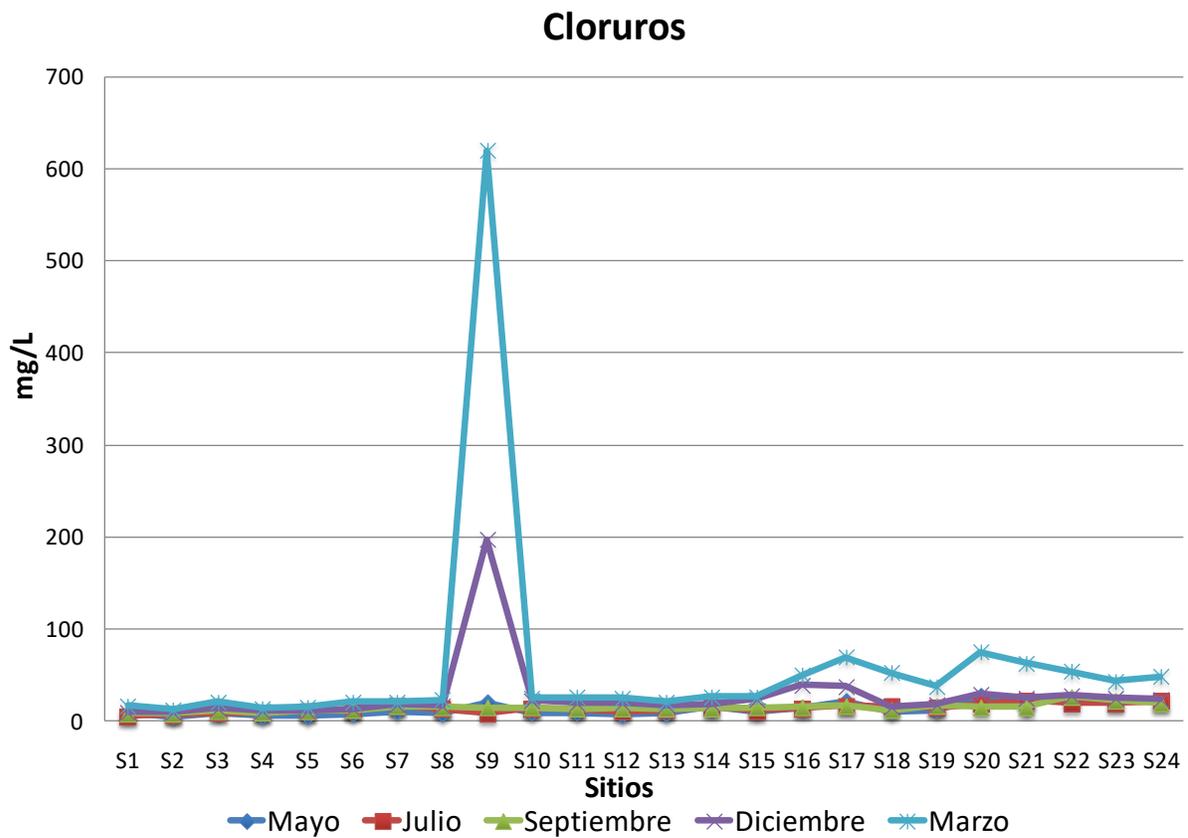


Figura 8. Concentraciones de cloruros del río Duero.

Al igual que en el estudio de Velázquez *et al.* (2010), la concentración registrada de cloruros en el río Duero fue menor en la temporada de lluvias, julio y septiembre en el presente estudio. Este fenómeno es asociado por los mismos autores a procesos de dilución que conlleva la temporada.

La variación en las concentraciones de cloruros dependen de la fuente de origen del agua (Guerrero *et al.*, 2003), mientras que el incremento de cloruros desde las zonas altas, hasta la desembocadura, se puede explicar con los aportes constantes de las descargas residuales a los cuerpos de agua, por lo que es muy frecuente que se utilice la medición de este ión como indicador de contaminación antropogénica (Sawyer *et al.*, 2001; Silva *et al.*, 2016).

9.1.7 Oxígeno disuelto

La concentración de oxígeno de manera natural en el medio acuático se encuentra en constante cambio, debido a que depende tanto de factores abióticos como la temperatura y la salinidad de los cuerpos de agua, como de factores biológicos entre ellos el proceso de fotosíntesis, la respiración y el metabolismo de los organismos presentes en este ecosistema (De la Lanza, 1998).

Respecto a las cantidades de oxígeno disuelto, para el río Duero estas fueron disminuyendo conforme se llega a la desembocadura del río, a excepción del muestreo realizado en mayo, donde el oxígeno tuvo un gradiente inverso respecto del altitudinal, presentando su nivel más alto en el sitio 21 con 17.33 ppm, mientras que en el sitio 1 se registró 5.33 ppm. En la parte alta del río el oxígeno disuelto tuvo un mínimo de 3.74 ppm en el sitio 6 durante julio y de 8.92 ppm en el mismo sitio pero durante mayo. En la parte media de la cuenca se registraron valores de oxígeno que oscilaron entre 2.41ppm en el sitio 16 durante diciembre y 13.55 ppm en el sitio 13 durante mayo. Finalmente en la desembocadura del río se registraron valores de oxígeno disuelto entre 0.71 ppm para el sitio 22 durante marzo y 17.33 ppm durante mayo (figura 9).

Oxígeno disuelto

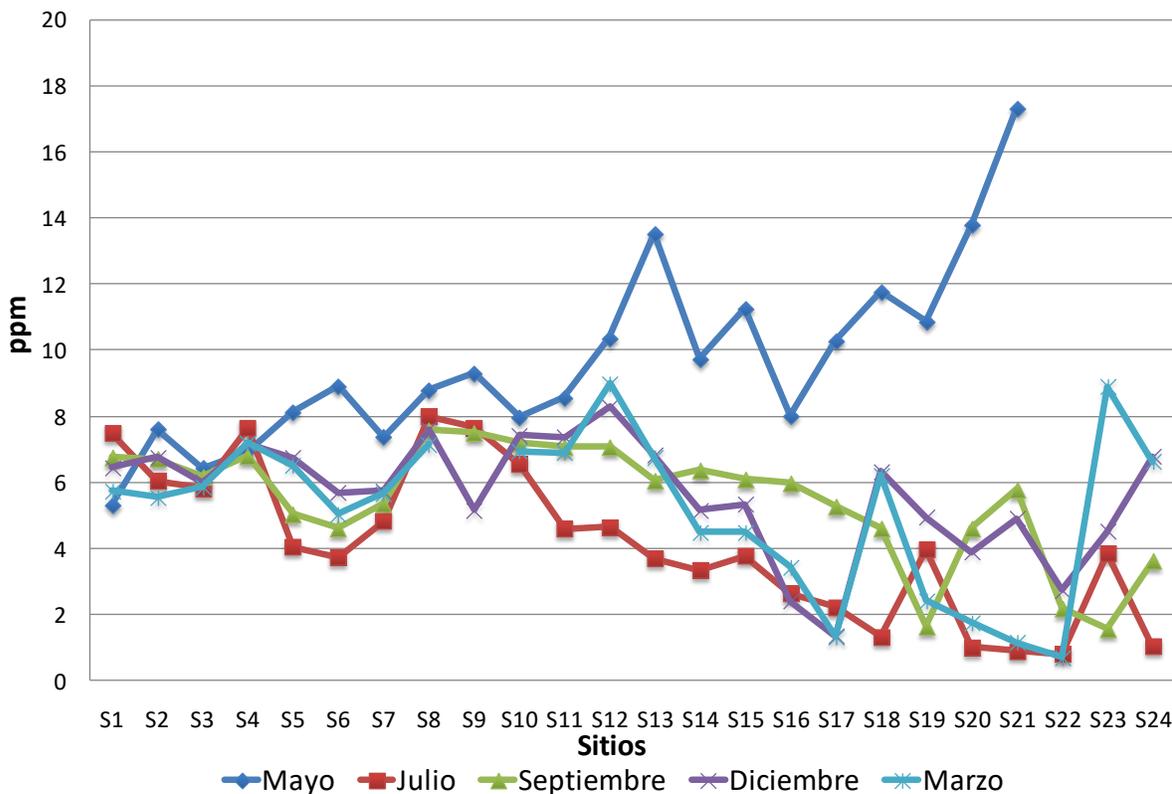


Figura 9. Concentraciones de oxígeno disuelto del río Duero.

Todos estos valores fueron diferentes de lo registrado por Silva *et al.* (2013), ya que el oxígeno disuelto fue bajo a lo largo de todo el río, mientras que en el presente estudio se registraron valores que fluctuaron conforme se llegaba a la desembocadura de este cuerpo de agua, registrando valores por encima de 17 ppm en el periodo de estiaje (mayo). De acuerdo con Morillo *et al.* (2010), ecosistemas con exceso de nutrientes y poca o nula velocidad de corriente son idóneos para el establecimiento de comunidades fitoplanctónicas, por lo que en ambientes eutróficos el incremento de saturación de oxígeno es sólo el resultado del proceso de fotosíntesis que llevan a cabo durante el día por estas comunidades.

Por su lado Méndez y Armienta (2012) mencionan que la temporada de estiaje existe hasta cinco veces, mayor cantidad de materia orgánica que en temporada de lluvias,

ya que durante esta última época existe un flujo mayor que favorece la oxigenación y la oxidación de la materia orgánica, a diferencia del periodo de estiaje, que debido al poco flujo se propicia el estancamiento y la acumulación de materia orgánica, sometiendo a los cuerpos de agua aún proceso de eutrofización.

Por otro lado, en el estudio realizado por López (1997), menciona que el oxígeno disuelto en el río Duero mostró una tendencia decreciente a partir de las primeras localidades y hasta la desembocadura del cauce, lo que coincidió con el presente estudio a excepción del mes de mayo.

Este comportamiento de acuerdo con Galindo *et al.* (2012), se debe a las cantidades de materia orgánica que se acumulan conforme se parte de la cabecera de la cuenca hacia la desembocadura de la misma. También estos autores mencionan que la interrupción parcial o total del cauce, cambios en la condición de lótica a léntica, así como la pérdida de caudal por infiltración o desviación del cauce, conllevan a la acumulación de materia orgánica, iniciando un proceso de descomposición y consumiendo el oxígeno disuelto presente en el agua.

Al disminuir el oxígeno se incrementan los valores de DBO y otras características fisicoquímicas como los sólidos en suspensión o la dureza, además el fósforo se solubiliza e incrementa su concentración en el agua, ocasionando la eutrofización del sistema (Roldán y Ramírez, 2008; Forero *et al.*, 2014).

Guevara y Huamantinico (2012), mencionan que los sólidos disueltos influyen en las concentraciones de oxígeno, debido a que limitan la penetración de la luz, lo cual impacta directamente en la biota acuática. Además los sólidos disueltos también pueden afectar la calidad de un cuerpo de agua, limitando el empleo del recurso hídrico (Rosas *et al.*, 2014).

Como ya se ha mencionado, la eutrofización de un sistema propicia las condiciones idóneas para el establecimiento de algas y plantas acuáticas debido al exceso de nutrientes, y compromete las concentraciones de oxígeno disuelto en el agua debido

a los procesos de descomposición de la materia orgánica y con ello a la biota del ecosistema (Giraldo *et al.*, 2014).

Prashant *et al.* (2009) y Carrillo *et al.* (2012) mencionan que se requiere como mínimo 5 ppm de oxígeno para mantener la diversidad de organismos y mantener los procesos metabólicos.

9.1.8 Demanda bioquímica de oxígeno

Respecto a los valores para DBO_5 el 29 % de los sitios muestreados se encuentran por encima de 30 mg/L, siendo los sitios 17 y 18 en el periodo de mayo los que presentaron valores mayores con 64 mg/L y 76 mg/L respectivamente, seguidos por los sitios 9 y 10 durante julio con 73 mg/L y 60 mg/L respectivamente. Mientras que el 71% se encuentra dentro de los límites de lo aceptable con valores que oscilan entre 13 mg/L y 30 mg/L (figura 10).

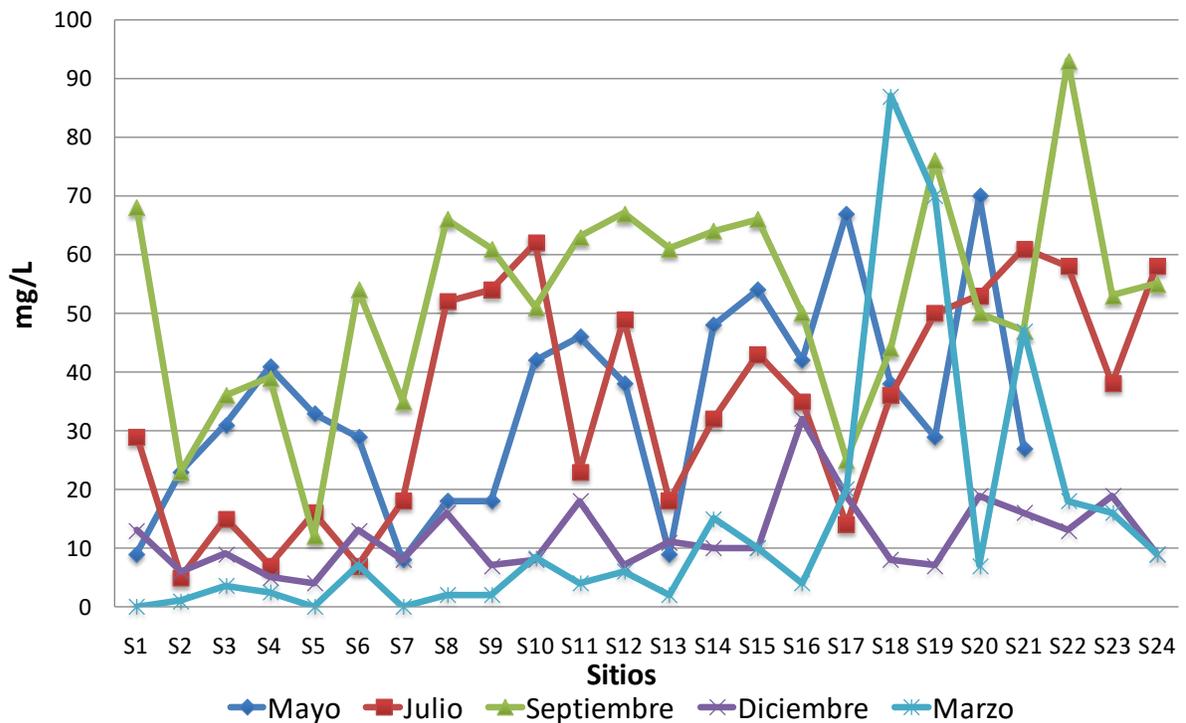


Figura 10. Valores de DBO registrados en los diferentes periodos de muestreo.

De acuerdo con los límites permisibles de DBO₅ determinados por CONAGUA (2015), el río Duero se encuentra entre los límites de contaminado y aceptable al presentar un 29% de los sitios muestreados dentro de la categoría de contaminados (valor por encima de los 30 mg/L), lo cual evidencia la presencia de materia orgánica y descomposición de desechos por parte de bacterias. El 71% de los sitios presentan la categoría de aguas con calidad aceptable, esto posiblemente derivado de procesos de autodepuración y dilución en la época de lluvias (Núñez *et al.*, 2003; 2005).

El presente estudio concuerda con lo reportado por Silva *et al.* (2013) donde se presentan fluctuaciones en los valores de DBO_{5a} lo largo de la cuenca, debido a procesos de dilución en la parte alta así como a procesos de sedimentación en la parte baja.

Aunado a esto la parte baja de la cuenca, como se ha presentado en apartados anteriores, exhibe acumulación de materia orgánica, incremento en las concentraciones de nutrientes, así como cambios en la dinámica del cuerpo de agua de lótico a léntico. Todos estos factores favorecen el establecimiento de comunidades fitoplanctónicas y de macrofitas, destacando la presencia de *Eichhornia crassipes* (lirio acuático). De acuerdo con Morillo *et al.* (2010), existe una relación directa entre el contenido de nutrientes, en particular nitrógeno y fósforo, producto de las descargas de agua domésticas, con el establecimiento tanto de algas como de plantas acuáticas.

Estudios como los de Reddy *et al.* (1989; 1990), Petrucio y Esteves (2000) y Núñez *et al.* (2003; 2005), muestran que el lirio acuático puede presentar un efecto depurador, almacenando nutrientes en la planta y disminuyendo las concentraciones de estos en el agua. También Carrión *et al.* (2012), pudieron comprobar este efecto al observar una bioacumulación de metales en esta planta. Finalmente, Rodríguez *et al.* (2013) observaron una disminución en las concentraciones de sólidos suspendidos tras la presencia de lirio acuático.

De acuerdo a Celis *et al.* (2005), los puntos donde se manifiesta mayor contaminación es donde las aguas domésticas se unen al río sin ningún tratamiento previo. Lo anterior coincide con lo registrado en este estudio, debido a que los sitios con valores mayores de DBO₅ pertenecen a desagües que descargan directamente hacia el río.

9.1.9 Demanda química de oxígeno

Con lo que respecta al DQO, el valor máximo registrado se presentó en el sitio 22 durante septiembre con 93 mg/L y el valor mínimo en el sitio 5 durante marzo con 4 mg/L. Además, el 38.7 % de los sitios muestreados se encuentran con valores por encima de 40 mg/L, el 21.5% con valores entre 40 mg/L y 20 mg/L, el 39.8 % con valores menores a 20 mg/L (figura 11).

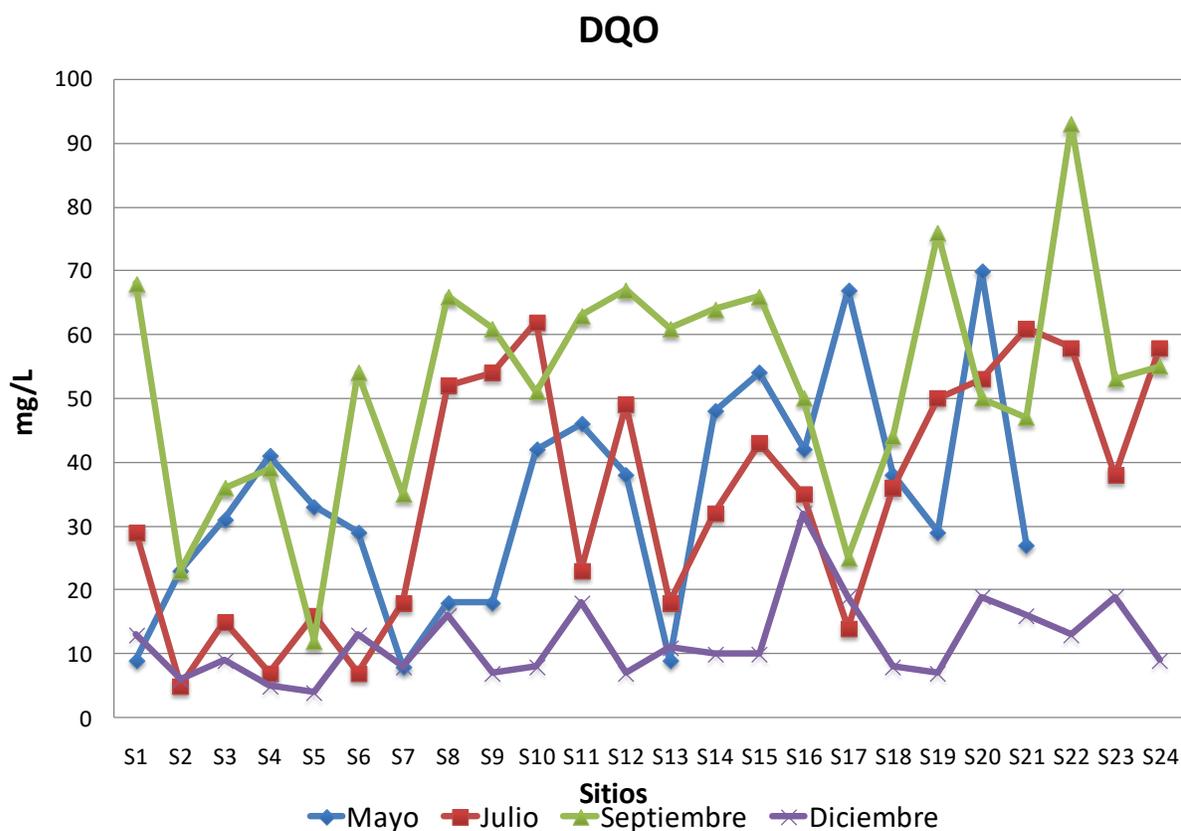


Figura 11. Valores de DQO registrados en los periodos de muestreo.

De acuerdo a los intervalos de DQO establecidos por CONAGUA (2015), durante el tiempo de muestreo el río Duero presenta aguas de excelente calidad y aguas contaminadas. En el periodo de estiaje se registran más del 38% de los sitios muestreados como sitios con aguas contaminadas, los cuales se localizan principalmente de la parte media del río hacia la de desembocadura. Como excepción el sitio 4 en mayo, que se encuentra en la cabecera del río, presentó valores por encima de 40 mg/L. A finales de las lluvias en septiembre, los sitios 1 y 6 también se definen como contaminados. Durante el periodo de diciembre los sitios muestreados se catalogan como aguas aceptables e incluso excelentes (CONAGUA, 2015).

Al igual que en el DBO₅, los valores de DQO concuerdan con los reportado por Silva *et al.* (2013). Estos autores mencionan que al evaluar la calidad del agua sólo con DBO₅ y DQO tiene como limitante ser influidas por las descargas directas que son vertidas al río, implicando que la calidad está siendo definida en relación con la contaminación por materia orgánica casi exclusivamente y no por algún otro factor que consuma el oxígeno del agua como nitritos, sulfitos y el ion ferroso.

De acuerdo con Galindo *et al.* (2012), el agua residual contiene gran cantidad de materia orgánica que impacta ecológicamente en la biota del ecosistema, debido al consumo de oxígeno por microorganismos. Adicionalmente, desde el punto de vista sanitario, la materia orgánica propicia la proliferación de organismos patógenos.

Además el exceso de nutrientes conlleva a la eutrofización del cuerpo de agua, favoreciendo el desarrollo de algas y plantas acuáticas, las cuales consumen el oxígeno del sistema y aportan materia orgánica que también requiere este elemento para su descomposición. Lo anterior puede verse reflejando en un aumento en el DBO₅ y el incremento de las concentraciones de dióxido de carbono y la acidez en el cuerpo de agua (Galindo *et al.*, 2012).

Finalmente, se pudo observar una disminución en las concentraciones de DQO después de los sitios con presencia de lirio acuático. Esto coincide con lo reportado por Rodríguez *et al.* (2013), quienes mencionan que el lirio acuático además de retener metales pesados, disminuye los valores de DBO₅ y DQO en los sitios posteriores a donde se presentó esta comunidad.

9.2. Abundancia y riqueza de macroinvertebrados

Se obtuvo un total de 53,239 ejemplares de macroinvertebrados repartidos en 4 phylum, 7 clases, 18 órdenes, 50 familias y 65 géneros. La fauna estuvo representada principalmente por insectos acuáticos en estado inmaduro y adulto, así como por moluscos, crustáceos, oligoquetos, e hirudineos.

Del total de estos organismos, 10,976 se colectaron durante el muestreo de mayo, distribuidos en 38 familias y 42 géneros. De los cuales 2,562 forman parte de la familia Lumbriculidae y 2,206 a la familia Chironomidae. En el muestro de julio se obtuvieron 6,493 individuos, pertenecientes a 31 familias y 36 géneros, de los cuales 1,151 pertenecen a la familia Lumbriculidae y 3,325 a la familia Chironomidae.

Septiembre por su parte registró 3,036 individuos, pertenecientes a 30 familias y 32 géneros, de ellos 1,266 pertenecen a la familia Lumbriculidae y 1,317 a la familia Chironomidae. Mientras que diciembre presentó el mayor número de organismos de todo el periodo de muestreo con 19,489 individuos, pertenecientes a 32 familias y 29 géneros, dentro de los que destacan la familia Lumbriculidae con 2,679 y 15,870 a la familia Chironomidae.

Finalmente, en marzo se recolectaron 13,345 organismos integrados en 31 familias y 37 géneros, dentro de este grupo 1,314 son de la familia Lumbriculidae y 8,602 de la familia Chironomidae (Cuadro 5).

Cuadro 5. Distribución y abundancia de macroinvertebrados en los diferentes periodos de muestreo.

Periodo de Muestreo	Familias	Géneros	No. de organismos
Mayo	38	42	10,976
Julio	31	36	6,493
Septiembre	30	32	3,036
Diciembre	32	29	19,489
Marzo	31	37	13,345

De acuerdo con Roldán (2003) y Bernal y Castillo (2012), la diversidad de especies está influenciada por factores antrópicos, siendo el vertido de aguas residuales las que mayor impacto producen. Lo anterior, debido a que la acumulación de materia orgánica que se descompone consume el oxígeno del sistema e incrementa los valores de DBO₅, sólidos en suspensión, dureza entre otros, que afectan de manera directa a la comunidad de macroinvertebrados (Guinard *et al.*, 2013). Esto promueve la desaparición de las especies menos tolerantes, quedando aquellos grupos que soportan en mayor grado la contaminación (Pino y Bernal, 2009; Bernal y Castillo 2012; Galindo *et al.*, 2012). También Giraldo *et al.* (2014), menciona que los macroinvertebrados pueden verse afectados por el incremento de los nutrientes y sedimentos en el cauce.

De acuerdo con Alba-Tercedor (1996), Roldán (2003) y Figueroa *et al.* (2003), dentro de los organismos resistentes a diferentes grados de contaminación se encuentran oligoquetos, dípteros de la familia Chironomidae y ciertos moluscos, los cuales pueden vivir en bajas o nulas concentraciones de oxígeno, debido a que cuentan con adaptaciones fisiológicas que les facilita el establecimiento en ambientes hostiles. Forero *et al.* (2013) y Giraldo *et al.* (2014), mencionan que la familia Chironomidae es tolerante a las condiciones ecológicas y fisicoquímicas, debido a la capacidad que tienen estos organismos de sobrevivir en diferentes tipos de hábitats, incluyendo sustratos con sedimentos fino, además de tolerar ambientes con aguas turbias, enriquecidos con carga orgánica residual y eutróficas.

En aguas con concentraciones intermedias de diferentes variables, ya sea porque comienzan a mostrar síntomas de contaminación, o bien, comienzan a recuperarse, es común encontrar poblaciones dominantes de turbelarios, hirudíneos, quironómidos, oligoquetos y algunos moluscos (Roldán *et al.*, 2001; Roldán, 2003).

Respecto a la abundancia relativa y la distribución de los macroinvertebrados, el número de géneros fue decreciendo conforme se llegaba a la desembocadura del cauce. Para mayo el sitio 1 presentó 20 géneros correspondiendo a 48% del total, se llegó a la última estación, con sólo dos géneros que corresponden al 4.8% del total.

La misma tendencia se presentó en julio, septiembre y diciembre. En la primera estación de julio se logró obtener 16 géneros correspondiente al 44% del total, finalizando con cuatro géneros que representan el 11% del total. Para septiembre y diciembre, se registraron en el primer sitio 38% y 45% y en el último el 19% y 24%, respectivamente. La excepción se presentó en marzo, debido a que el primer sitio registró 35% del total de los géneros reportados en este muestreo y el último sitio 49%.

El incremento en las concentraciones de compuestos nitrogenados, producto de las actividades agrícolas que se desarrollan dentro de la cuenca es una de las explicaciones del descenso de las comunidades acuáticas (Velázquez *et al.*, 2011; Castro *et al.*, 2014).

Otro factor a considerar de acuerdo con Méndez *et al.* (2014), son las perturbaciones en las zonas ribereñas del Duero, debido a que el cambio de uso del suelo en la cuenca ha creado disturbios a distintas escalas sobre la biota y los procesos ecológicos. La vegetación riparia ejerce una función estabilizadora en los taludes (Riseng *et al.*, 2011; Giraldo *et al.*, 2014), provee de alimento para la biota, modera la temperatura del agua (Sirombra y Mesa, 2010), filtra nutrientes y contaminantes, favoreciendo el establecimiento de la biota acuática (Romero *et al.*, 2011). Mientras

que la remoción de esta vegetación afecta la calidad del agua y la diversidad de hábitats poniendo en riesgo las comunidades biológicas.

De acuerdo con Rezende *et al.* (2014), Vieira *et al.* (2015) y Armas (2015), la cobertura vegetal asociada a las riberas, no solo influye en la acumulación de nutrientes en el agua, también lo hace en la calidad del hábitat (Graca, 2001) y puede impactar en la diversidad y abundancia (Paukert y Willis, 2003) de la comunidad de macroinvertebrados.

Finalmente, un factor clave a considerar son los cambios en la dinámica del río. Galindo *et al.* (2012), mencionan que las transformaciones de ambientes lóticos a lénticos disminuyen la abundancia y repercute en la composición de la comunidad de macroinvertebrados, lo cual concuerda con lo registrado en los últimos puntos de muestreo, donde se observó una disminución en el número de géneros en los diferentes periodos de muestreo, a excepción de lo registrado en marzo.

Esto se puede atribuir, de acuerdo con Romero *et al.* (2011), al sistema enriquecido por nutrientes y materia orgánica, resultado de las descargas directas de aguas negras y del arrastre de los residuos de los agroquímicos y sedimentos en el periodo de lluvias. El impacto en la fisicoquímica del cuerpo de agua, se da principalmente en las concentraciones de oxígeno disuelto (Roque *et al.* 2003; Forero *et al.*, 2013).

Gordillo *et al.* (2010), han encontrado que a menor concentración de oxígeno disuelto disminuye la riqueza de especies. Guevara y Huamantinico (2012) y Armas (2015), mencionan que los macroinvertebrados muestran sensibilidad a los niveles de sólidos totales, nitratos, temperatura, acidez y reducción de la cobertura vegetal, parámetros que a excepción de la cobertura vegetal se incrementan en la parte baja de la cuenca.

En contraste, Mesa (2010) menciona que tras el periodo de lluvias se presenta una etapa de recuperación en la biota acuática, que se lleva a cabo por medio de una recolonización a partir de poblaciones que se encuentran en la cabecera de la cuenca. Dichas poblaciones por el fenómeno de deriva, pueden colonizar otros sitios o bien por la colonización aérea que realizan los adultos, debido a las estrategias adaptativas mediante ciclos de vida cortos y emergencias continuas.

Considerando la información en épocas climáticas, el periodo de estiaje (mayo) presentó mayor diversidad al registrar el 65% del total de los géneros reportados durante el muestreo anual. En el periodo de lluvias conformado por julio y septiembre se registraron 55% y 49% de los géneros totales respectivamente, además de ser los meses que presentaron las menores abundancias de organismos. Finalmente, en el periodo intermedio conformado por los meses de diciembre y marzo se obtuvieron el 45% y 57% respectivamente, sin embargo, diciembre presentó la mayor abundancia de organismos.

De acuerdo con Vásquez y Reinoso (2012) así como Rivera *et al.* (2013), durante el periodo de estiaje se registran mayor cantidad de organismos debido a la baja velocidad de corriente, lo cual facilita el establecimiento de las comunidades biológicas (Forero *et al.*, 2013).

Mesa (2010), señala que los picos de abundancia y riqueza que ocurren en la estación de estiaje, llega a disminuir hasta tres veces, durante el periodo de lluvias. Guinard *et al.* (2013), mencionan que el incremento en el caudal favorece la deriva de macroinvertebrados río abajo y la turbiedad producto del acarreo de sedimento, influye en la disminución del número de individuos, y por lo tanto en la diversidad, lo cual coincide con lo registrado durante el periodo de lluvias de este estudio.

Respecto al número de familias, el periodo de estiaje presentó el 76% del total reportado durante todo el año, mientras que el periodo de lluvias entre el 62% y 60% de familias, las cuales se registraron durante julio y septiembre, respectivamente.

Finalmente, el periodo intermedio presentó 64% y 60% equivalentes para diciembre y marzo.

Aun cuando la composición presentó una variación en las estaciones, los géneros *Lumbriculus* y *Chironomus* fueron los más abundantes a lo largo del río, durante todos los periodos de muestreo. En general los insectos en sus diferentes estadios dominaron en distribución, abundancia y diversidad genérica a la comunidad macrobentónica, dicho dominio coincide con los estudios realizados por López (1997) y Ramos (1989), pero contrariamente a lo registrado por ellos, el número de familias y géneros ha ido en descenso a través de los años. Otra coincidencia es que dentro de las poblaciones dominantes se encuentra la familia Chironomidae.

8.3 Índice BMWP

De acuerdo al BMWP el río Duero se encuentra en un estado de contaminación, el cual va incrementando conforme se acerca a la desembocadura, situación que es consistente en los diferentes periodos de muestreo. La excepción es el periodo de mayo, donde en la cabecera del río se encuentran sitios dentro de la categoría de aceptable. Aquí se registran los valores más altos, obteniendo 100 puntos el sitio 7, 98 puntos para el sitio 8 y 94 puntos en el sitio 1.

Con lo que respecta a los valores menores, estos se presentaron en el mes de marzo en el sitio 22, en el cual se obtuvo un punto, colocándolo en la categoría de contaminación muy crítica (figura 12).

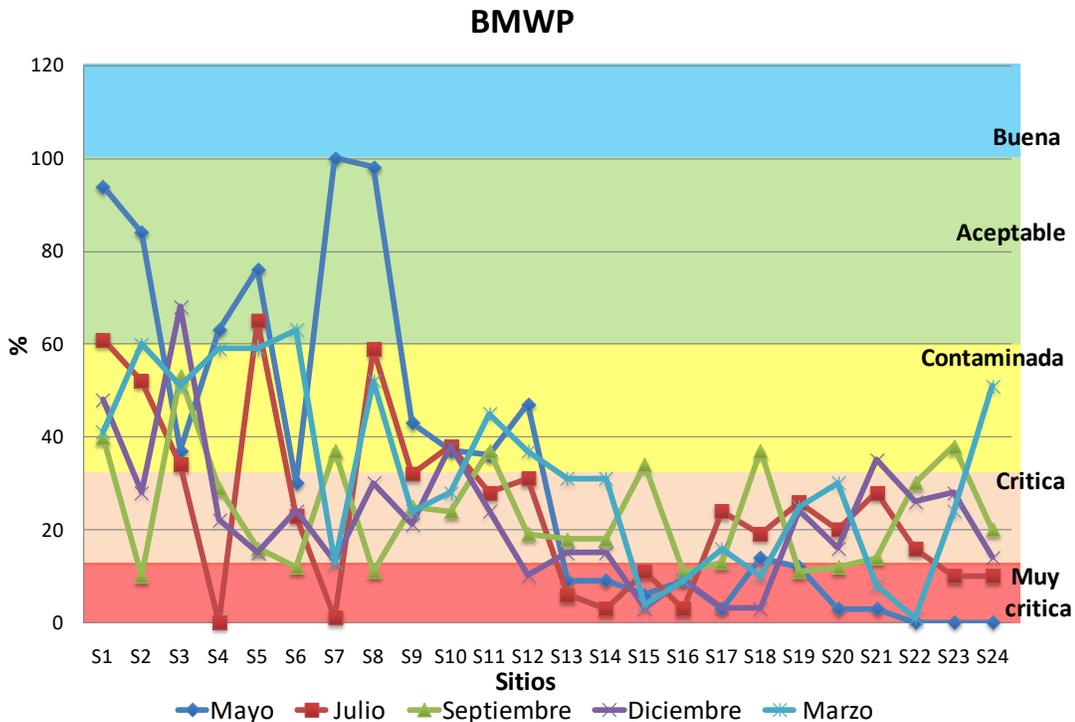


Figura 12. Evaluación de la calidad del agua del río Duero mediante BMWP.

Las categorías del BMWP obtenidas para el río Duero, variaron dependiendo de los sitios y periodos de muestreo, entre los intervalos de aceptables hasta de contaminación crítica. Esto se presentó debido a diferentes impactos, lo que trae como consecuencia la presencia y persistencia de especies dominantes catalogadas como resistentes, por ser altamente tolerantes a la contaminación.

De acuerdo con Perez *et al.* (2012), los medios acuáticos responden a cierto equilibrio biológico entre la fauna y flora. Sin embargo estos pueden afectarse por la presencia de contaminantes, los cuales se manifiestan en la estructura de las poblaciones, dominancia relativa de las especies, sustituciones de fauna y flora, desaparición de algunas especies o en el desarrollo excesivo de otras (Battle y Golladay, 2001).

Martínez *et al.* (1996), menciona que existe vínculo entre el grado de contaminación de las aguas y la diversidad biológica de las especies existentes. Acorde al 2º Principio de Thieneman, en aguas muy contaminadas el número de especies se

reduce grandemente, pero las pocas que quedan poseen grandes poblaciones por tener a su disposición abundante alimento y poca competencia interespecífica (Pérez *et al.*, 2012).

Arce (2006) y Reyes y Springer (2014), señalan que cuando la comunidad de macroinvertebrados se encuentra en un estado de perturbación, disminuye la abundancia de especies "raras" o sensibles. Estas se definen como taxones cuya abundancia es baja dentro de la comunidad debido a los nichos especializados y el grado de tolerancia ante ciertas perturbaciones. Dichas especies son la clave para determinar los efectos de la contaminación en los ecosistemas acuáticos. Por el contrario, las especies resistentes se incrementan, dando lugar a valores bajos del BMWP. Los mismos autores señalan que no existe diferencia significativa en el cálculo del Índice BMWP y la riqueza de los taxones registrados.

De acuerdo con Armas (2015), las modificaciones que se dan en el medio acuático producen un cambio en las comunidades de organismos, favoreciendo a ciertas especies y creando circunstancias poco favorables para otras, lo cual se refleja en la su composición y estructura. También menciona que si la perturbación es constante, como el caso de vertidos domésticos, que consumen el oxígeno del sistema, la perturbación se refleja a nivel de la comunidad con la presencia de determinadas especies tolerantes, pero que si las perturbaciones se presentan de manera intermitente, como el incremento de nutrientes, pueden dar lugar al incremento de la densidad de otras, o la colonización de especies más tolerantes al factor de estrés.

La baja abundancia de organismos indicadores de buena calidad del agua en el río Duero es atribuida por Rosas *et al.* (2014), a los cambios ecológicos negativos en las zonas de muestreo relacionados con las actividades agrícolas, densidades humanas, cambios en el paisaje, así como aumento en los valores de los parámetros químicos, lo cual coincide con lo encontrado en el presente estudio.

8.4. Índice de Shannon

El índice de diversidad biológica de Shannon (H'), durante el estudio presentó un promedio de 1.57 bits/individuo para el estiaje (mayo), 1.50 y 1.60 bits/individuo para la época de lluvias (julio y septiembre, respectivamente), mientras que para el periodo intermedio fue de 1.45 y 1.17 bits/individuo (diciembre y marzo, respectivamente). El valor máximo de diversidad se presentó en el sitio 1 con 3.5 bits/individuo, en tanto que los valores de menor de diversidad se registraron en los sitios 22 (marzo), 20 y 17 (mayo) con 0 bits/individuo, 0.2 bits/individuo y 0.3 bits/individuo respectivamente (figura13).

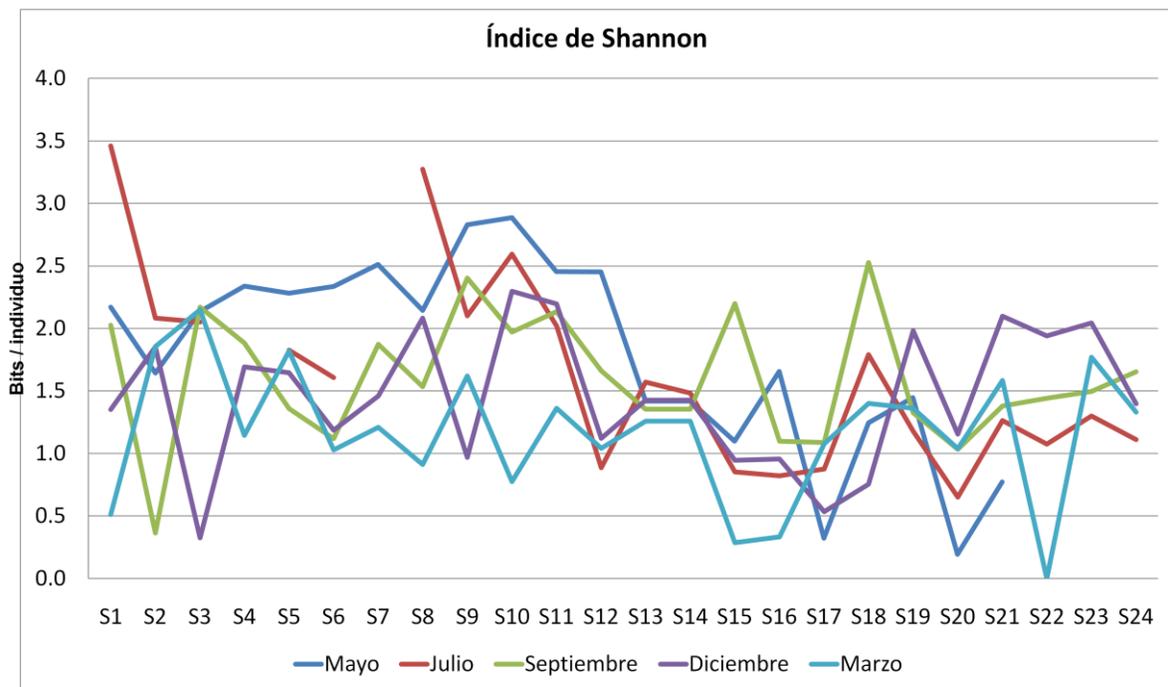


Figura 13. Valores del índice de Shannon de la comunidad de macroinvertebrados durante el periodo 2013- 2014 en el río Duero.

De manera general la diversidad de Shannon va decreciendo conforme se parte de la cabecera del río a la desembocadura, este hecho coincide con lo reportado por Ramos (1989) y López (1997).

López (1997), menciona que la diversidad del río Duero es un reflejo de las diferencias hidrológicas de la zona. Así, en la parte alta de la cuenca se localizan sitios con un flujo constante de agua derivado de la influencia de los manantiales, temperaturas bajas y mayor saturación de oxígeno en el agua. En contraste, las propiedades de sitios de la parte final del cauce, incluyen volúmenes de agua muy variables, mayor temperatura y poco oxígeno. Además, señala que la diversidad de la cabecera del río es influenciada por la estabilidad ambiental, así como por el mayor número de hábitats y la mayor disponibilidad de alimento, en comparación de una mayor homogeneidad del hábitat en la desembocadura.

Staub *et al.* (1970), proponen una clasificación que considera los valores del índice de Shannon (H') para catalogar el grado de contaminación de los cuerpos de agua. Por lo que sitios con un H' de 3 a 4.5 bits/individuo son consideradas aguas con una contaminación débil, mientras que valores de 2 a 3 bits/individuo como aguas con contaminación ligera. Además aquellos cuerpos de agua que registren entre 1 a 2 bits/individuo son clasificadas como aguas con contaminación moderada. Finalmente, consideran aguas con una contaminación severa con valores de 1 a 0 bits/individuo.

Considerando la clasificación anterior y los valores registrados durante el ciclo anual del índice de Shannon, el río Duero presenta una contaminación moderada, esto se evidencia al observar que el 53.3% de los sitios registran valores de H' entre 1 y 2 bits/individuo.

El periodo que menor grado de contaminación presentó fue mayo con 11 de sus 24 sitios catalogados como aguas con una contaminación ligera, los cuales equivalen al 45.8% de los sitios para el periodo de estiaje, mientras que marzo, presentó el mayor

grado de perturbación con el 37.5% de los sitios dentro de la categoría de contaminación severa, es decir 9 de los 24 sitios de muestreo mostraron este grado de contaminación. En todos los periodos de muestreo se detectaron tendencias hacia contaminación severa, lo anterior es consistente con lo reportado por López (1997).

8.5. Análisis estadístico

La agrupación realizada entre los sitios de muestreo y la abundancia relativa obtenida en los diferentes periodos de muestreo, mostró para el periodo de estiaje tres grupos. En el primer grupo se localizan los sitios de la cabecera del río (sitios 1, 2 y 3), los cuales además de la abundancia relativa y diversidad de especies similares comparten características ambientales como poseer aguas someras, con sustrato rocoso y cauce cubierto por bosque de galería (figura 14).

En el segundo grupo prevalecen la mayor parte de los sitios de muestreo incluyendo partes medias y bajas. Aquí se conforman seis subgrupos, el primer subgrupo de izquierda a derecha está integrado sólo por el sitio 4, localizado en la cabecera de la cuenca con presencia de bosque de galería y efluentes provenientes del manantial de Guario, sustrato arenoso, el cual durante el periodo de estiaje presento una abundancia relativa mayor que los sitios que integran los cinco subgrupos restantes.

El segundo subgrupo lo compone los sitios 6 y 10 aun con presencia de Ahuehuetes (*Taxodium mucronatum*) y Sauces (*Salix bonplandiana*) que conforman el bosque de galería, aguas caudalosas, profundas y veloces. El tercer subgrupo lo forma el sitio 9, el cual es un desagüe que proviene del mercado de abastos y cuyo impacto llega a ser tal que son claramente visibles las colonias de *Chironomus*, *Lumbriculus* y *Tubifex*.

En el cuarto subgrupo se concentran los sitios de la zona media baja de la cuenca (15, 17, 18, 19, 20 y 21), estos sitios presentan un caudal descubierto, sustratos

lodosos, presencia casi exclusiva de *Chironomus* y *Lumbriculus*, aguas olorosas y turbias. El quinto subgrupo lo integra Tamándaro, el cual es muy diverso en especies más no en abundancia, con aguas profundas, caudal cubierto por bosque de galería, principalmente Sauces y Fresnos (*Fracxinus uhdei*).

Finalmente, el subgrupo seis es conformado por los sitios de la parte final del río (22,23 y 24), los cuales durante el periodo de mayo, no registran organismos debido a que el río en estiaje se seca casi en su totalidad. En este subgrupo, también se agregan los sitios localizados en la parte media de la cuenca, dentro del Valle de Zamora (13, 14 y 16), con aguas turbias, caudales amplios y descubiertos, los cuales además pueden relacionarse a condiciones más lénticas.

Con lo que respecta al tercer grupo, en él se encuentran los sitios 5, 7, 8 y 12, los cuales presentan una abundancia considerable, pero no son tan heterogéneos como los sitios de la cabecera de la cuenca, en estos sitios se presentan caudales amplios, con profundidades mayores a 30 cm, aguas ligeramente turbias con fondos lodosos a excepción del sitio 8 que presenta aguas claras y con sustrato rocoso (figura 14).

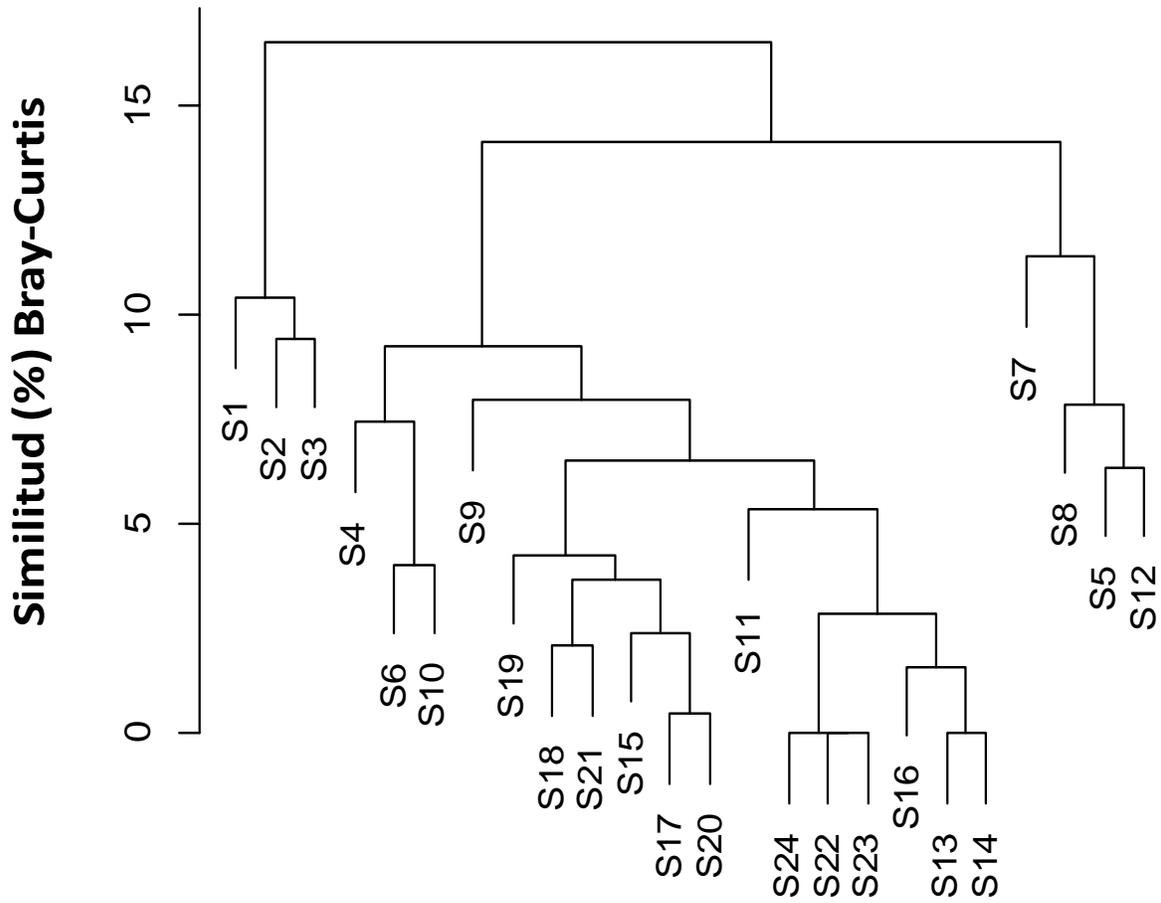


Figura 14. Agrupación de los sitios de muestreo por abundancia de macroinvertebrados del río Duero en estiaje (distancia Bray-Curtis, método Ward).

Respecto al periodo de lluvias, se pueden distinguir cuatro grupos. En el primero de ellos se concentran los sitios de la desembocadura del río Duero (22, 23 y 24), estos sitios comparten características tales como fondos lodosos, caudales amplios, profundos, con propiedades lenticas y establecimiento de lirio acuático a lo largo y ancho del cuerpo de agua (figura 15).

El segundo grupo lo integra los sitios 5 y 20. El primero de ellos se localiza en la parte alta de la cuenca, con *Taxodium mucronatum* como bosque de galería, caudal profundo, lótico, no muy amplio, mientras que el sitio 20 se encuentra en la parte final

de la cuenca; presenta escasos *Salix bonplandiana* que conforman el bosque de galería, caudal amplio, profundo con tendencias a léntico. A simple vista, dadas las características del hábitat, pareciera que ambos sitios no tienen mucho en común, sin embargo la abundancia relativa que se registró en ambos sitios presentan valores muy similares en especies dominantes, lo cual los agrupa.

En el tercer grupo se encuentra el sitio 11 que incremento los valores de sólidos sedimentables de 226 mg/L registrados en estiaje a 6894 mg/L en el periodo de lluvias.

En el cuarto conjunto se concentran sitios de la parte alta, media y baja de la cuenca, por lo que se consideró analizar los cuatro subgrupos presentes. En el primero y segundo subgrupo se congregan sitios de la parte alta de la cuenca.

En el tercer subgrupo se encuentran sitios de la parte media a excepción del sitio 7 y finalmente el cuarto subgrupo está integrado por sitios de la parte media baja a excepción del sitio 6.

Cabe destacar que la relación entre el sitio 7 (Adjuntas) con el sitio 13 (Celio), representan tramos del río que tienen influencia de manantiales, como son Camécuaro y Orandino, respectivamente. Por el contrario, los sitios 6 y 18 tienen influencia de drenes o canales que presentan un impacto por aguas de origen urbano o agrícola (figura 15).

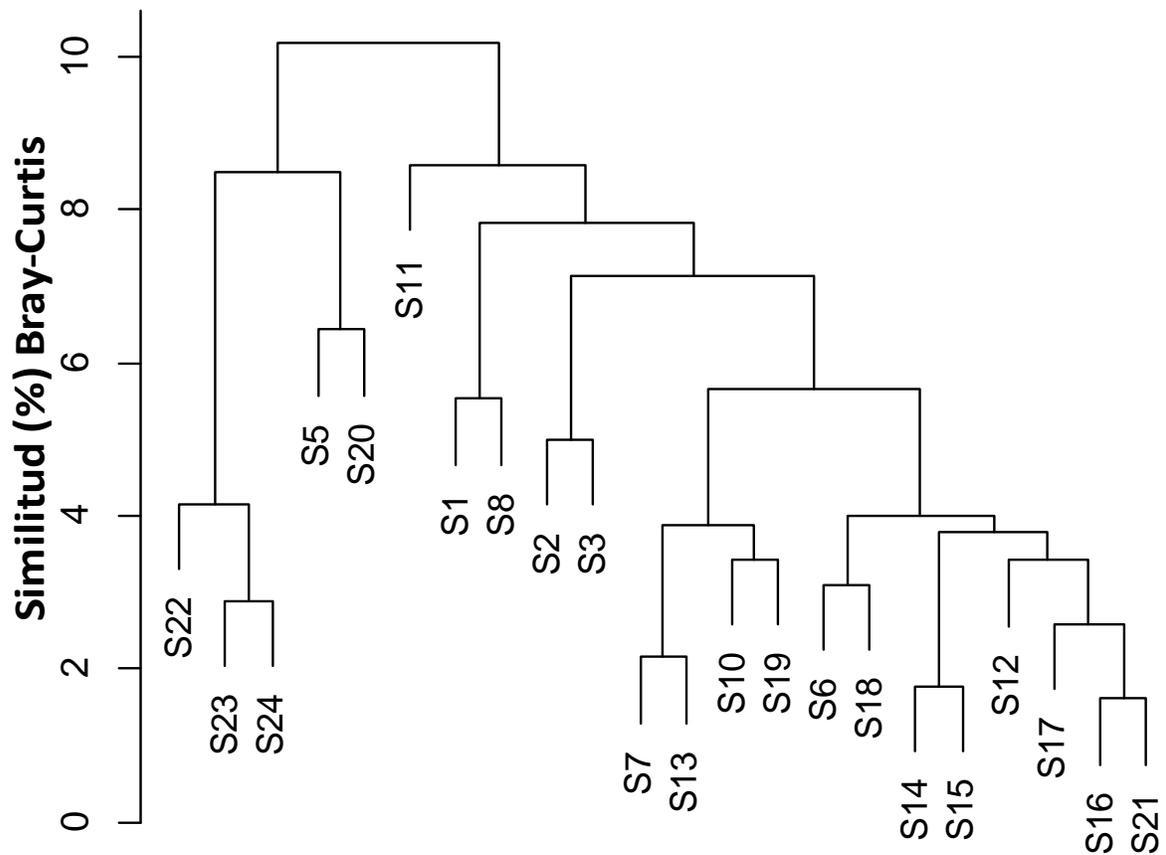


Figura 15. Agrupación de los sitios de muestreo por abundancia de macroinvertebrados del río Duero en lluvias (distancia Bray-Curtis, método Ward).

Los análisis NMDS mostraron una relación entre la comunidad de macroinvertebrados, los sitios y las diferentes variables físicas y químicas, en las temporadas de muestreo.

Para el periodo de estiaje, se observó una relación directa entre valores elevados de las variables de fosfatos, amonio, sólidos suspendidos y oxígeno disuelto, principalmente, con la presencia de los géneros *Chironomus* y *Lumbriculus*, en la desembocadura del río. Hacia el otro extremo, con valores menores de las variables

mencionadas, predominaron géneros como *Aeschna*, *Eupera* y *Gamarus* los cuales se encontraron en la cabecera del río (Sitios 1, 2 y 3; figura 16).

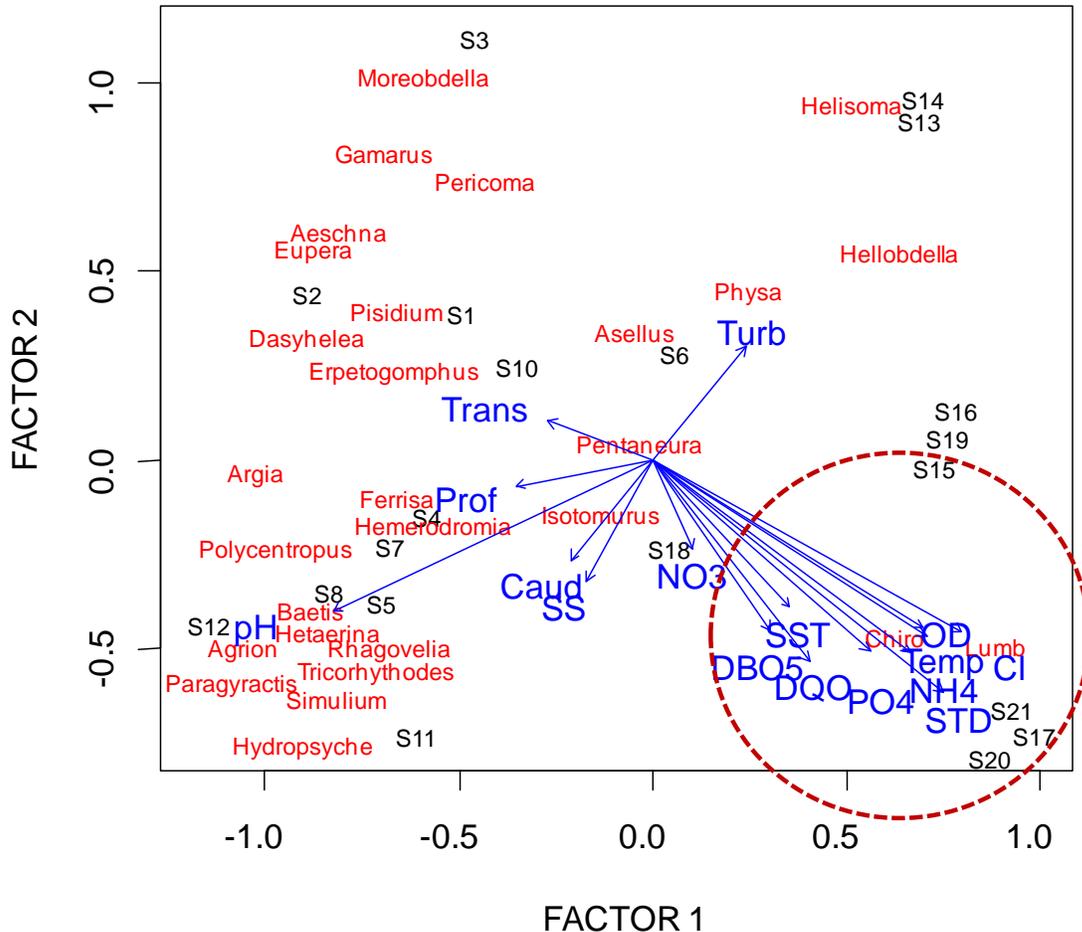


Figura 16. Relación de variables físicas y químicas respecto a macroinvertebrados en estiaje.

De acuerdo con Roldán y Ramírez (2008), en la comunidad de macroinvertebrados se espera encontrar poblaciones dominantes de efemerópteros, tricópteros y plecópteros en ambientes oligotróficos. Por el contrario, en ríos que presentan una contaminación de tipo orgánica con aguas turbias, poco oxigenadas y en general eutrofizadas, se espera encontrar poblaciones dominantes de chironómidos y oligoquetos, así como moluscos ocasionalmente, en este ambiente también se

pueden presentar algunos individuos que se consideren indicadores de aguas limpias.

Respecto a la profundidad y el pH se tiene la presencia de los géneros *Agrion*, *Argia*, *Baetis*, *Ferrisa*, *Hemerodromia*, *Hetaerina*, *Hydropsyche*, *Polycentropus*, *Simulium* y *Tricorhytodes* los cuales pertenecen a grupos de efemerópteros, tricópteros, odonatos y dípteros (*Simulium*). Dichos géneros, de acuerdo con Roldán (1992) y Fernández y Domínguez (2001), se encuentran relacionados con sitios de buena y mediana calidad del agua. Este argumento coincide con los sitios de la cabecera del río, donde fueron recolectados los organismos.

La relación entre variables, sitios y macroinvertebrados para el periodo de lluvias, es similar a la de estiaje. La presencia de los géneros *Chironomus* y *Lumbriculus*, se ve relacionada con las variables como amonio, fosfatos, sólidos suspendidos. Sin embargo, en este periodo también se presentaron los géneros *Hellobdella*, *Physa* y *Trichocorixa* relacionadas con dichas variables.

De acuerdo con Roldán y Ramírez (2008), en ecosistemas que comienzan a mostrar síntomas de contaminación o bien cuerpos de agua que empiezan a recuperarse es común encontrar poblaciones dominantes de turbelarios, hirudíneos y moluscos de las familias Lymnaeidae y Physidae así como chironómidos, oligoquetos, efemerópteros y tricópteros en menor proporción. Sin embargo, en el río Duero la presencia y dominancia de oligoquetos y chironómidos reflejan un estado de contaminación orgánica, aun cuando el NMDS relacione a *Hellobdella* (hirudíneo) y *Physa* (molusco) con altas concentraciones de nutrientes.

Por otro lado, los géneros que se encuentran en la parte opuesta de las variables antes mencionadas fueron *Agrion*, *Baetis*, *Hemerodromia*, *Hydropsyche*, *Moreobdella*, *Pentaneura*, *Pericoma*, *Polycentropus*, *Simulium*, *Tricorhytodes* localizados en los sitios de la Boca, Tamándaro y Valle de Guadalupe. Dichos géneros se relacionaron con las variables de nitratos, turbidez y oxígeno disuelto principalmente (figura 17).

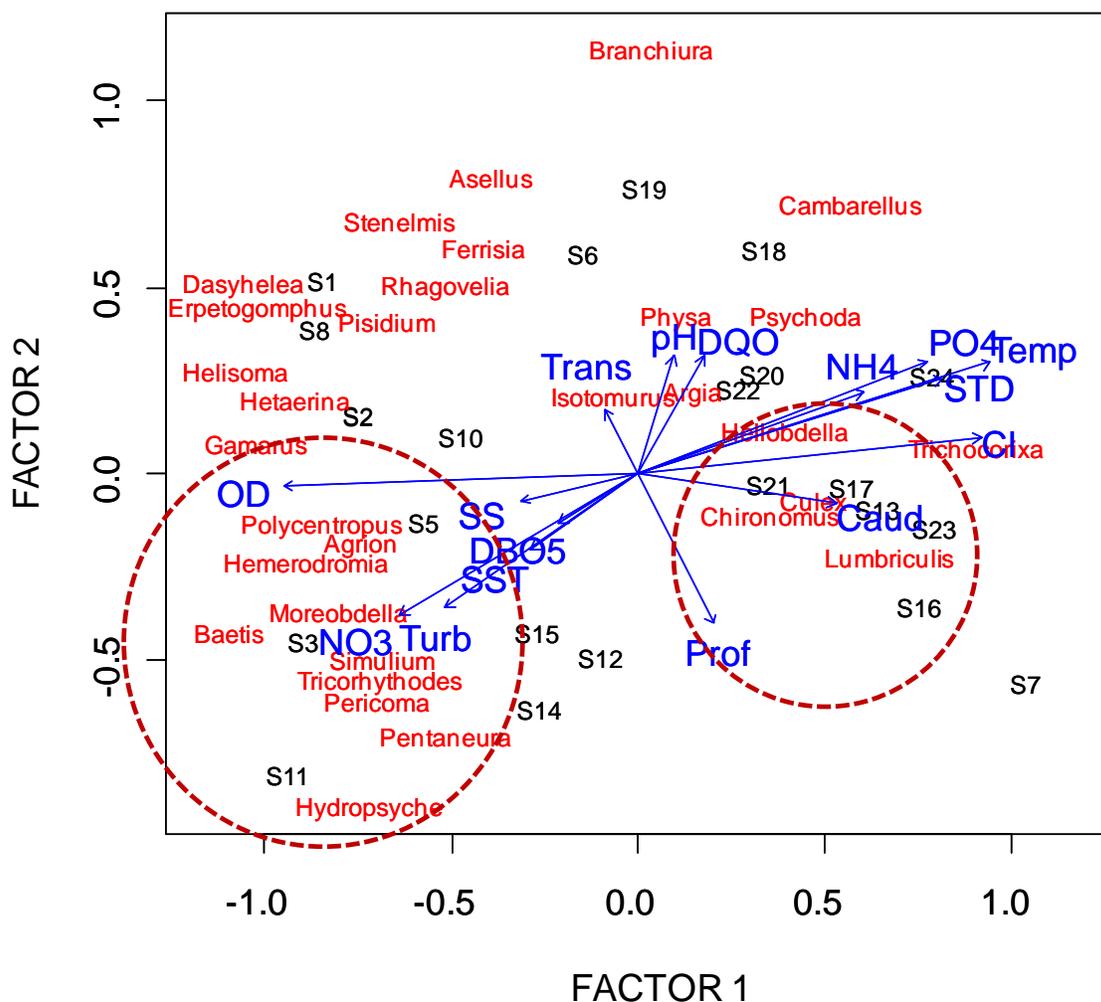


Figura 17. Relación de variables físicas y químicas respecto a macroinvertebrados en lluvias.

Conforme a lo anterior y considerando la abundancia de los macroinvertebrados, el río Duero presenta una contaminación de tipo orgánica, la cual es reflejada en la relación de las variables fisicoquímicas y la distribución de la comunidad de macroinvertebrados por medio de los análisis NMDS.

También se puede evidenciar la existencia de esta perturbación debido a la disminución de los organismos intolerantes (efemerópteros y tricópteros), así como al

incremento y constancia de los tolerantes (chironómidos y oligoquetos), conforme se recorre el cauce (Roldán, 1992).

En resumen, el comportamiento que se presentó en el río Duero, es decir, el incremento de nutrientes y sólidos, e incluso la variación de macroinvertebrados de la cabecera del río a la desembocadura, coincide con el concepto de *continuum* o río continuo descrito por Robert Vannote *et al.* (1980). Aquí se explica la dependencia entre el funcionamiento del río aguas abajo y aquellos procesos que tienen lugar aguas arriba, relacionados principalmente con la entrada de materia orgánica al cuerpo de agua y como la materia orgánica es aprovechada por diversas comunidades entre ellas la comunidad de macroinvertebrados (Gómez, 2003).

9. CONCLUSIONES

Se caracterizó la calidad del agua del río Duero con 19 variables fisicoquímicas entre ellas temperatura, pH, compuestos nitrogenados, fosfatos, DBO₅, DQO, oxígeno disuelto turbidez, sólidos sedimentables, disueltos y totales entre otros, de manera bimestral, durante un año. Esta caracterización permitió observar que la calidad del agua del río Duero, va de buena a moderada a partir de la Cañada y hasta el Valle de Guadalupe, posteriormente al llegar al Valle de Zamora se coloca en la categoría de mala calidad y finalmente al entrar a la Ciénega de Chapala se considera nuevamente con una calidad moderada, mostrándolo con una contaminación severa.

Dentro de las variables registradas, el pH presenta una tendencia a la acidificación en este cuerpo de agua a través del tiempo. Mientras que la turbidez, los sólidos totales y los nutrientes son variables que se incrementan de manera gradual a medida que se registran de la cabecera del río a la desembocadura, por otro lado, la concentración de oxígeno disuelto durante el periodo de estiaje, tiende a incrementar conforme se avanza a la desembocadura del río mientras que en el resto de los periodos de muestreo las concentraciones de oxígeno tienden a disminuir al llegar a la parte baja de la cuenca. Al observar los valores de alcalinidad, el agua de la cabecera de la cuenca se puede considerar como suave y la parte baja como agua dura. Mientras que los valores de sólidos sedimentables, NO₃ y turbidez se vieron disminuidos en los sitios que contaban con la presencia del lirio acuático.

También se logro identificar las perturbaciones físicas del cauce, tales como represas, descargas residuales, desviaciones de agua para actividades agrícolas y energéticas, las cuales además de modificar la cantidad de agua en el cauce afectan la dinámica del río, así como la estructura de la comunidad y la calidad del agua.

Asimismo se determinó la distribución y abundancia de los macroinvertebrados siendo los insectos en sus diferentes estadios los que dominaron en distribución, abundancia y diversidad genérica a la comunidad macrobentónica.

La diversidad presentó una variación en sentido proporcional al gradiente altitudinal, siendo mayor en las partes altas del río y disminuyendo conforme se acerca a la parte final del cauce. Además a lo largo del afluente se presentaron de manera constante los géneros *Lumbriculus* y *Chironomus*, lo cual deja ver que el río Duero presenta una contaminación de tipo orgánica.

Del mismo modo se observó que la presencia, abundancia y distribución de macroinvertebrados se ve afectada por las condiciones fisicoquímicas del agua, debido a que en ambientes contaminados, la comunidad respondió con un descenso en la diversidad, un aumento en la abundancia de los organismos y un descenso de la equitatividad.

El incremento en las concentraciones de compuestos nitrogenados, producto de las actividades agrícolas que se desarrollan dentro de la cuenca, puede ser la explicación del descenso de las comunidades acuáticas, debido a que a medida que aumentan las concentraciones de compuestos nitrogenados se contribuye a la proliferación de productores primarios y con ello a la eutrofización del sistema.

Además por medio del índice biológico BMWP se logró establecer que la calidad del agua del río Duero durante el periodo 2013-2014 se cataloga como aguas contaminadas y conforme se llega a la desembocadura del cauce la contaminación se vuelve severa, lo cual fue percibido en los diferentes periodos de muestreo.

Por otro lado, mediante el análisis multivariado se logró integrar las variables bióticas, es decir los macroinvertebrados, con las variables fisicoquímicas, relacionando altas concentraciones de amonio, nitratos y fosfatos, así como bajas concentraciones de oxígeno disuelto con la presencia de *Chironomus* y *Lumbriculus*,

igualmente se relacionó estas condiciones con la ausencia de efemerópteros y tricópteros.

El análisis multivariado también relacionó sitios que muestran condiciones de eutrofización con los géneros *Chironomus* y *Lumbriculus*, los cuales son catalogados como organismos resistentes.

Finalmente la integración de los índices ecológicos, bióticos y fisicoquímicos permiten determinar la calidad del agua de forma más precisa y exacta, debido a que se genera un acercamiento holístico de los cuerpos de agua.

10. RECOMENDACIONES

El deterioro en la calidad del agua del río Duero, se asocia a la falta de infraestructura de saneamiento básico que permita recolectar y tratar las aguas residuales domésticas, las cuales son descargadas sin ningún tratamiento por parte las poblaciones locales a lo largo del cauce; esta situación es resultado de la falta de saneamiento por parte de las autoridades municipales.

Además en la cabecera del río, localidades como Chilchota y parte de Tangancícuaro, presentan poca cobertura del drenaje, siendo prioritario proporcionar este servicio para posteriormente establecer colectores y a partir de estos establecer plantas de tratamiento en aquellos sitios con mayor producción de aguas residuales como Tangancícuaro y Jacona, así como tener en funcionamiento la planta de tratamiento de Zamora o bien colocar sistemas de tratamiento a pequeña escala que sean apropiados a las características de las zonas rurales y periféricas urbanas en las fuentes no puntuales que ya han sido detectadas.

En las comunidades de macroinvertebrados predominaron larvas de mosquito de los géneros *Chironomus*, *Culex*, *Pentaneura* y *Simulium* principalmente, los cuales se pueden relacionar con problemas de salud pública, aunado a esto la presencia de lirio acuático en la última parte del cauce, someten al río Duero a un estado de alerta. La estrategia para ambos problemas se puede resolver a partir del tratamiento de las aguas del río con el cual disminuiría significativamente las concentraciones de nutrientes en el agua y reduciría el crecimiento del lirio acuático el cual proporciona sitios para la proliferación del insecto. También se debe hacer uso de medidas mecánicas de control y remoción del lirio.

También es necesario el desarrollo y corroboración de claves taxonómicas, diseñar técnicas, cursos y talleres que faciliten la identificación de los organismos. Debido a que la información sobre la taxonomía y la ecología de algunos de los grupos

entomológicos como dípteros, odonatos, moluscos, anélidos y hemípteros es aún deficiente.

Además hace falta explorar los aspectos básicos de la autoecología de los organismos, como hábitos alimenticios, grupos funcionales, duración de los estadios larvales, para entender su función dentro de la dinámica de los ecosistemas y contar con un panorama mayor para el momento de la toma de decisiones.

Finalmente, se recomienda que los programas de evaluación ambiental consideren la utilización de macroinvertebrados como bioindicadores en cuerpos de agua, complementando la información fisicoquímica y bacteriológica, que se refleje en un análisis integral del ecosistema.

11. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABARCA, F. J. (2007). " Técnicas para evaluación y monitoreo del estado de los humedales y otros ecosistemas acuáticos" en *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Instituto Nacional de Ecología (INE-Semarnat). México, D.F. pág, 113-144.
- ACOSTA Rivas C. R. (2009). *Estudio de la Cuenca Altoandina del Río Cañete (Perú): Distribución altitudinal de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y caracterización hidroquímica de sus cabeceras cársticas*. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona. Facultad de Biología Departamento de Ecología. Barcelona, España.
- ÁGUILA, Y. y A. García. (2012). Descripción de la comunidad de macroinvertebrados asociados a hojarasca y su relación con aguas de diferente calidad, en Nuevo San Juan y Chilibre, Panamá. *Tecnociencia* Vol. 14. Número 1. pág. 103-118.
- ALBA Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados Acuáticos y Calidad de las Aguas de los Ríos, IV simposio del agua en Andalucía (SIAGA), Almería, vol. II: 203-213.
- ALONSO Eguáialis, P.; Mora, J.M. Campbel. B. y Springer, M. (Eds). 2014. Diversidad, conservación y uso de los macro-invertebrados dulceacuícolas de México, Centroamérica, Colombia, Cuba y Puerto Rico. IMTA México.
- ÁLVAREZ Arango, L. F. (2005). Metodología para la evaluación de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de los recursos hidrobiológicos. *Instituto Alexander Von Humboldt. Medellín, Colombia, 139*.
- APHA (1975). Standar methods for the examination of water arzd waste water. 14th ed . Washington D.C.
- APHA (1998). Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water, 20th Edition. American Public Health Association, Washington DC.
- ARCE, O. (2006). Indicadores Biológicos de Calidad del Agua. Universidad Mayor de San Simón Facultad de Ciencias y Tecnología [sic]. Cochabamba, Bolivia.
- ARMAS Ortiz, V. P. (2015). Efectos de la cobertura vegetal y las variables físico-químicas sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en la cuenca

- alta de La Antigua, Veracruz, México. Tesis de maestría. Universidad Veracruzana/ Centro de Investigaciones Tropicales.
- ARMITAGE, P.D; D. Moss; J.F. Wright; M.T. Furse. (2003). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites Original Research Article *Water Research, Volume 17, Issue 3, Pages 333-347*.
- ARROYO Bustos, G. A. M., López López, E., y Voltolina, D. (2008). Crustáceos planctónicos de tres embalses de la Mesa Central Mexicana: relaciones con factores bióticos y abióticos. *Hidrobiológica, 18(1)*, 75-83.
- ASTUDILLO, M. R., Ramírez, A., Novelo-Gutiérrez, R., y Vázquez, G. (2014). Descomposición de hojarasca en seis arroyos de Bosque Mesófilo de Montaña en la cuenca alta del río La Antigua, Veracruz, México. *Revista de Biología Tropical, Vol. 62 (Supl. 2):109-125*.
- AYERS, R. S y D. W. Westcot. (1976). Water quality for agriculture in *Irregation and drainage peper*. Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome.
- AZNAR Jiménez, A. (2000). Determinación de los parámetros fisicoquímicos de calidad de las aguas en *Gestión Ambiental*. Vol. 2(23) pp. 12-19.
- BARBA Álvarez, R., De la Lanza-Espino, G., Contreras-Ramos, A., y González-Mora, I. (2013). Insectos acuáticos indicadores de calidad del agua en México: casos de estudio, ríos Copalita, Zimatán y Coyula, Oaxaca. *Revista mexicana de biodiversidad, 84(1)*, pp 381-383.
- BARON, J. S., Poff, N. L., Angermeier, P. L., Dahm, C. N., Gleick, P. H., Hairston Jr, N. G. y Steinman, A. D. (2003). Ecosistemas de agua dulce. *Tópicos en Ecología*, No. 10, pp. 1-15.
- BARTON, D. R. y J. L. (1992). Metcalfe-Smith. A comparison of sampling techniques and summary indices for assessment of water quality in the Yamaska River, Québec, based on benthic macroinvertebrates in *Environmental Monitoring and Assessment, Volume 21, Issue 3*, pp 225-244.

- BATTLE, J. y S. W. GOLLADAY. (2001). "Water Quality and Macroinvertebrate Assemblages in three Types of Seasonally Inundated Limesink Wetlands in Southwest Georgia". *Journal of Freshwater Ecology*. 2001, 16, 189-207.
- BERNAL Vega, J. A. y Castillo V., H. M. (2012). Diversidad, distribución de los insectos acuáticos y calidad del agua de la subcuenca alta y media del río Mula, Chiriquí, Panamá. *Tecnociencia*: 14(1): pp. 35-52. Panamá.
- BLANCO, J. F., Tamayo, S., y Scatena. N. F. (2014). Variación fenotípica de la concha en Neritidae (Gastropoda: Neritimorpha) en ríos de Puerto Rico. *Revista de Biología Tropical*, Vol. 62 (Supl. 2): 51-66.
- BUSS, D.F.; D.F. Baptista; M.P. Silveira; J.L. Nessimian; L.F. Dorville. (2002). Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil in *Hydrobiologia*, 481, pp. 125–136.
- CALOSI, P., Bilton, D. T., Spicer, J. I., Votier, S. C., & Atfield, A. (2010). What determines a species' geographical range? Thermal biology and latitudinal range size relationships in European diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae). *Journal of Animal Ecology*, 79(1), 194-204.
- CAMARGO, J.A., A. Alonso, M. De la Puente. (2004). Multimetric assessment of nutrient enrichment in impounded rivers based on benthic macroinvertebrates in *Environmental Monitoring and Assessment*, 96. pp. 233–249.
- CAMARGO, J. A., y Alonso, A. (2007). Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Revista Ecosistemas*, 16(2).
- CARPENTER, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., y Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications*, 8(3), 559-568.
- CARRERA, C. y K. Fierro. (2001). Manual de monitoreo: los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. Ecociencia. Quito, Ecuador.

- CARRILLO López, D., S. Carvajal Aguilar, J. M. Coto Campos, V. Salgado Silva, J. Herrera Núñez, D. Rojas Cantillano y C. Benavidez. (2012). Variación del oxígeno disuelto en el río Burío-Quebrada Seca, Heredia, Costa Rica.
- CARRIÓN, C., Ponce-de León, C., Cram, S., Sommer, I., Hernández, M., y Vanegas, C. (2012). Aprovechamiento potencial del lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) en Xochimilco para fitorremediación de metales. *Agrociencia*, 46(6), 609-620.
- CARVACHO, C. A. (2012). Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los de la cuenca del Limari en Chile. Tesis de Maestría. Universidad de Barcelona. Barcelona, España.
- CASTAÑON GONZÁLEZ, J. H.; Abraján Hernández, P. (2009). Análisis de la calidad del agua superficial del río Sabinal, Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México. *Lacandonia*. Vol. 3, no 2.
- CASTRO-Rebolledo, M. I., Muñoz-Gracia, I. y Donato-Rondón, J. C. (2014). Food web of a tropical high mountain stream: effects of nutrient addition. *Acta Biológica Colombiana*, 19(1), 33-42.
- CELIS, Hidalgo J.; J. Montano y Sandoval Estrada M. (2005). Recientes aplicaciones de la depuración de aguas residuales con plantas acuáticas. *Theoria*, Vol. 14 (1): 17-25. ISSN 0717-196X
- CHAPMAN, D y V. Kimstach. (1992). Selection of water quality variables at: Water Quality Assessments (Chapman, D. Ed) Chapman y Hall Ltd., Londres, England. pp 51-119.
- CHÁVEZ Sifontes, J. M. y E. Orantes. (2010). Reconocimiento de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos como alternativa para determinar la calidad del agua del Río Sensunapán, Departamento de Sonsonate, El Salvador. Tesis doctoral. Universidad de El Salvador. El Salvador.
- CLARKE, K.R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of change in community structure. *Australian Journal of Ecology*. 18: 117-143.
- CONAGUA-IPN. (2008). Saneamiento integral de la cuenca del río Duero. CNA-MIC-SCCGSAE-01/2008.

- CORONADO Mercado N. M.; Pérez Munguía, R. M. Lista taxonómica de tricópteros (insecta: trichoptera) de los arroyos del sur del municipio de Morelia, Michoacán. *Biológicas Revista de la DES Ciencias Biológico Agropecuarias Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo*, 2013, vol. 11, no 1, p. 139-143.
- CZERNIAWSKA-KUSZA, I. (2005). Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water-quality assessment en *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*. Volume 35, (3), pp 169–176.
- DANGLES, O., Gessener, M. O., Guérol, F. y Chauvet, E. (2004). Impacts of stream acidification on the breakdown: implications for assessing ecosystem functioning. *J. Appl. Ecol.* 41:365-378.
- DE LA FUENTE, M. J. (2009). Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la directiva marco del agua en la confederación hidrográfica del Ebro. Ministerio del medio ambiente. Barcelona, España.
- DE LA LANZA, G. Hernández S. y J. L. Carbajal. (2000). Organismos indicadores de la calidad del agua y contaminación (Bioindicadores). Editorial Plaza Valdés. México.
- DE LA LANZA, G. (1998). "Aspectos fisicoquímicos que determinan la calidad del agua" en *Ecología de los sistemas acuáticos*. Córdova Martínez Luis R. (com). México: Editorial A.G.T. Editor, S. A. pp 1-24.
- DELGADO, D. y Cornejo, A. (2014). Diversidad de ninfas de odonata en la parte baja del río San Juan, Provincia de Colón, Panamá. *Scientia*, 24(2), 15-35.
- DÍAZ Barriga Arceo, S., Martínez-Tabche, L., Álvarez-González, I., López López, E., y Madrigal-Bujaidar, E. (2015). Toxicity induced by dieldrin and chlorpyrifos in the freshwater crayfish *Cambarellus montezumae* (Cambaridae). *Revista de Biología Tropical*, 63(1), 83-96.
- DÍAZ Gaxiola, J. M.; Rojo Martínez, G. E.; Martínez Ruiz, R. (2012). Biodiversidad de macroinvertebrados asociados al ecosistema de manglar de la Bahía De

- Ohuira y Topolobampo, Sinaloa, México. *Recursos Naturales y Sistemas Productivos*, México. pág. 21-56.
- ENDARA, A. (2012). Identificación de macro invertebrados bentónicos en los ríos: Pindo Mirador, Alpayacu y Pindo Grande; determinación de su calidad de agua. *Enfoque UTE*, vol. 3, no 2, p. pp. 33-41.
- ESTRADA Godoy, F., Silva García, J. T., Ochoa Estrada, S., Moncayo Estrada, R., Cruz-Cardenas, G., Villalpando Barragán, F., Ramos Leal, A., y Nava Velázquez, J. (2013). Aplicación del método SINTACS para la determinación de la vulnerabilidad acuífera en la cuenca del río Duero, Michoacán, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 29(4), 235-248.
- EYES Escalante, M.; Rodríguez Barrios, J.; Gutiérrez Moreno, L. C. (2012). Descomposición de la hojarasca y su relación con los macroinvertebrados acuáticos del río Gaira (Santa Marta–Colombia). *Acta Biológica Colombiana*, vol. 17, no 1, p. 77-91.
- FERNÁNDEZ, H. R. y Domínguez, E. (eds). (2001). Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Tucumán, Argentina. 282 pp.
- FERRU, M., y Fierro, P. (2015). Estructura de macroinvertebrados acuáticos y grupos funcionales tróficos en la cuenca del río Lluta, desierto de Atacama, Arica y Parinacota, Chile. *Idesia (Arica)*, 33(4), 47-54.
- FIGUEROA, R.; C. Valdovinos; E. Araya y Parra O. (2003). *Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile*. Revista Chilena historia natural. Vol.76, n.2, pp. 275-285.
- FORERO, L. C., Longo, M., Ramírez, R., Jairo, J., y Chalar, G. (2014). Índice de calidad ecológica con base en macroinvertebrados acuáticos para la cuenca del río Negro (ICE RN-MAE), Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 62, 233-247.
- FORERO Céspedes, A. M., Gutiérrez, C., y Reinoso-Flórez, G. (2014 b). Nuevos registros de Baetidae (Ephemeroptera: Insecta) para Colombia y el departamento del Tolima. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*, 26, 59-67.

- FORERO-Céspedes, A. M., Reinoso-Flórez, G., y Gutiérrez, C. (2013). Evaluación de la calidad del agua del río Opia (Tolima-Colombia) mediante macroinvertebrados acuáticos y parámetros fisicoquímicos. *Caldasia*, 35 (2), 371. Tolima, Colombia.
- GALINDO L., L.A., Constantino C., L.M., Benavides M., P., Montoya R., E.C., Rodríguez V., N. (2012). Evaluación de macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua en quebradas de fincas cafeteras de Cundinamarca y Santander Colombia. *Cenicafé* 63(1):70-92. 2012. Santander, Colombia.
- GAMBOA M.; R. Reyes y J. Arrivillaga. (2008). Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Boletín de Malariología y Salud Ambiental* Vol. XLVIII, N° 2.
- GAUFIN, A. R. y Tarzwell, C. M. (1952). Aquatic invertebrates as indicators of stream Pollution. *Amer. Publ. Health Rep.* 67: No. 1.
- GIRALDO, L. P., Chará, J., Zúñiga, M. D. C., Chará-Serna, A. M., y Pedraza, G. (2014). Impacto del uso del suelo agropecuario sobre macroinvertebrados acuáticos en pequeñas quebradas de la cuenca del río La Vieja (Valle del Cauca, Colombia). *Revista de Biología Tropical*, 62, 203-219.
- GOLDSCHMIDT, T., Helson, J. E., y Williams, D. D. (2016). Ecology of water mite assemblages in Panamá—first data on water mites (Acari, Hydrachnidia) as bioindicadores in the assessment of biological integrity of neotropical streams. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 59, 63-77.
- GÓMEZ, Cerezo, R. (2003). Modelos conceptuales de funcionamiento de ríos y arroyos. Disponible en <http://ocw.um.es/ciencias/ecologia/lectura-obligatoria-1/gomez-03.pdf>, accesada en febrero 2016.
- GORDILLO Martínez, A. J., CABRERA CRUZ, R. B. E., HERNÁNDEZ MARIANO, M., Galindo, E., Otazo, E., y Prieto, F. (2010). Evaluación regional del impacto antrópico sobre aire, agua y suelo. Caso: huasteca hidalguense, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 26(3), 229-251.
- GRACA, M. A. (2001). The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams—a review. *International Review of Hydrobiology*, 86(4), 383-393.

- GRACA, M.; C.N. Coimbra. (1998). The elaboration of indices to assess biological water quality: A case study. *Water Research*, 32 (2) (1998), pp. 380–392.
- GUINARD, J., Ríos, T., Bernal, J.A. (2013). Diversidad y abundancia de macroinvertebrados acuáticos y calidad del agua de las cuencas alta y baja del río Gariché, provincia de Chiriquí, Panamá. *Gestión y Ambiente*, vol. 16, núm. 2, agosto 2013, pp. 61-70 Universidad Nacional de Colombia Medellín, Colombia.
- GUERRERO Salazar, W., Tangua, F. C. V. y Vargas, P. A. F. (2013). Calidad físico química del agua del río Fonce, una mirada desde conceptos especializados. *Revista Matices tecnológicos*, 4.
- GUERRERO Bolaño F.; A. Manjarrés Hernández y N. Núñez Padilla. (2003). *Los macroinvertebrados bentónicos de Pozo Azul (cuenca del río Gaira, Colombia) y su relación con la calidad del agua*. Acta Biológica Colombiana, Vol. 8 No. 2, pp 43-55. Colombia.
- GUEVARA, C., y Huamantínco, A. (2012). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos y su relación con el estado de conservación de seis quebradas en Madre de Dios. Ministerio del Ambiente. Iquitos, Perú.
- GUTIÉRREZ Fonseca, P. E., y Lorion, C. (2014). Application of the BMWP-Costa Rica biotic index in aquatic biomonitoring: sensitivity to collection method and sampling intensity. *Revista de Biología Tropical*, Vol. 62 (Suppl. 2): 273-287.
- GUTIÉRREZ Fonseca, P. E., Ramírez, A., Umaña, G., y Springer, M. (2012). Macroinvertebrados dulceacuícolas de la Isla del Coco, Costa Rica: especies y comparación con otras islas del Pacífico Tropical Oriental. *Revista de Biología Tropical*, 61(2), 657-668.
- GUZMÁN Soto, C. J., y Tamarís Turizo, C. E. (2014). Hábitos alimentarios de organismos inmaduros de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera de la parte media de un río tropical de montaña. *Revista de Biología Tropical*, Vol. 62 (Supl. 2): 167-176.

- HANSON P.; M Springer y A. Ramirez. (2010). Capitulo 1: Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuático en Revista de Biología Tropical. vol. 58 supl.4.
- HELSON, J. E., y Williams, D. D. (2013). Development of a macroinvertebrate multimetric index for the assessment of low-land streams in the neotropics. *Ecological indicators*, 29, 167-178.
- HOYOS, D., Zúñiga, M. D. C., y Dias, L. Contribución al conocimiento de las especies de haplohyphes allen (insecta: ephemeroptera: leptohyphidae) en colombia. *Caldasia; Vol. 36, núm. 1 (2014); 125-138 Caldasia; Vol. 36, número 1.*
- HURTADO, S.; GarcíaTrejo, F.; Gutiérrez Yurrita, P. J. (2005). Importancia ecológica de los macroinvertebrados bentónicos de la subcuenca del río San Juan, Querétaro, México. *Folia Entomológica Mexicana*, vol. 44, no 3, p. 271-286.
- HYNES, H. B. N. (1959). The use of invertebrates as indicators of river pollution". *Proc. Linnean. Soc. London*, (2): 165-170.
- HYNES, H. B. N. (1963). *The biology of polluted water*. Liverpool University Press, 202 p.
- INOCENCIO, F. D., Velázquez-Machuca, M. A., Pimentel-Equihua, J. L., Montañez-Soto, J. L., y Venegas-González, J. (2013). Hidroquímica de las aguas subterráneas de la cuenca del río Duero y normatividad para uso doméstico. *Tecnología y ciencias del agua*, 4(5), 111-126.
- JAIMES Contreras, A. M., y Granados-Martínez, C. (2016). Tricópteros asociados a siete afluentes de la Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87(2), 436-442.
- JUDOVÁ, P. y Janský. B. (2005). Water quality in rural areas of the Czech Republic: Key study Slapanka River catchment in *Limnologica Ecology and Management of Inland Waters*. Volume 35, Issue 3, 15 pp 160-168.
- KLEM, C. C. y Gutiérrez Fonseca, P. (2016): CO2-driven experimental acidification effects on aquatic macroinvertebrates in a tropical stream. *Journal of Freshwater Ecology*, 1-10.

- KLEMM, D.J.; Lewis, P.A.; Fulk, F.; Lazorchak, J.M. (1990). Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters: EPA/600/4-90/030. Ohio: Environmental protection agency: Environmental monitoring systems laboratory, 124 p.
- LADRERA Fernández R. (2012). Estudio del estado ecológico de los cursos fluviales del parque natural Sierra de Cebollera (La Rioja) en base a la comunidad de macroinvertebrados acuáticos. Trabajo de Investigación Máster Oficial en Ecología Fundamental y Aplicada Especialidad en Sistemas Terrestres y Acuáticos Continentales Curso 2011/2012. Barcelona, España.
- LIMA, L. R., Molineri, C., Pinheiro, U., y Salles, F. F. (2016). Two new species of *Caenis* Stephens, 1835 (Ephemeroptera: Caenidae) from South America. *Zootaxa*, 4170(1), 114-124.
- LONGO, M., Gómez-Aguirre, A.M., Blanco, J.F. y Zamora- González, H. (2009). Cambios multianuales y espaciales de la composición y estructura del ensamble de insectos acuáticos en las quebradas perennes de la Isla Gorgona, Colombia. *Actualidades Biológicas* 31 (91): 141-160.
- LONGO, M., Zamora, H., Guisande, G. y Ramírez, J.J. (2010). Dinámica de la comunidad de macroinvertebrados en la quebrada Potrerillos (Colombia): respuesta a los cambios estacionales de caudal. *Limnetica* 29 (2): 195-210.
- LÓPEZ Hernández, M. (1997). Caracterización limnológica del río Duero, Michoacán. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma de México. México, D.F.
- LÓPEZ Hernández M., M. G. Ramos Espinos y M. Hernández García. (2005). *Biomonitoreo rápido para evaluar contaminación orgánica en el Río Lerma*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. Departamento de Producción Agrícola y Animal, UAM. Departamento del Hombre y su Ambiente UAM.
- MAGURRAN, A.E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science, Oxford, U.S.A.
- MANAHAN, S.E. (1993). *Fundamentals of environmental chemistry*. Lewis Publishers. Chelsea.

- MARTÍNEZ López F. y A. M. Pujante Mora. 1997. *Estudio de la fauna de invertebrados en el Río Gabriel y manantiales asociados en la provincia de Albacete*. en Revista de estudios Albacetenses. ISSN 0212-8632. No. 40.
- MARTÍNEZ Pereda, J. A. (1996). La perfusión de branquias como modelo de valoración de la calidad de agua y su relación con la producción intensiva de truchas. Tesis de doctorado. Universidad Complutense de Madrid.
- MARTINS, R. T., Couceiro, S. R., Melo, A. S., Moreira, M. P., y Hamada, N. (2017). Effects of urbanization on stream benthic invertebrate communities in Central Amazon. *Ecological Indicators*, 73, 480-491.
- MAS-MARTÍ, E., Muñoz, I., Oliva, F., y Canhoto, C. (2015). Effects of increased water temperature on leaf litter quality and detritivore performance: a whole-reach manipulative experiment. *Freshwater Biology*, 60(1), 184-197.
- MATHURIAU, C., Silva, N. M., Lyons, J., y Rivera, L. M. M. (2011). Los peces y macroinvertebrados como bioindicadores para evaluar la calidad de los ecosistemas acuáticos en México: estado actual y perspectivas. HESP 7: 251-261.
- MCCUNE, B. y J. Grace. (2002). Analysis of ecological communities. M j M software design, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.
- MCCUNE, B., y Mefford, M. J. (2006). PC-ORD 5.0. Multivariate analysis of ecological data. Gleneden Beach, Oregon, USA.
- MÉNDEZ Ramírez, M., y Armienta Hernández, M. A. (2012). Distribución de Fe, Zn, Pb, Cu, Cd y As originada por residuos mineros y aguas residuales en un transecto del Río Taxco en Guerrero, México. *Revista mexicana de ciencias geológicas*, 29(2), 450-462.
- MÉNDEZ Toribio, M., Zermeño-Hernández, I., y Ibarra-Manríquez, G. (2014). Effect of land use on the structure and diversity of riparian vegetation in the Duero river watershed in Michoacán, Mexico. *Plant Ecology*, 215(3), 285-296.
- MESA, L. M. 2010. Effect of spates and land use on macroinvertebrate community in Neotropical Andean streams. *Hidrobiología* 641: 85-95.

- MONCAYO Estrada R. S. Ochoa Estrada, J. T. Silva García, F. Estrada Godoy, J. Nava Velázquez, A. Sánchez González, F. Villapando Barragán, L. F. Ceja Torres, C. Escalera Gallardo, N. A. Aguilera Ceja, L. A. Ávila Meléndez, J. A. Zarazúa Escobar (2009). *Programa detallado de acciones para el proyecto emblemático. Saneamiento Integral de la Cuenca del Río Duero*. Comisión Nacional del Agua (CONAGUA).
- MONCAYO Estrada, R., Lyons, J., Ramirez-Herrejon, J. P., Escalera-Gallardo, C., y Campos-Campos, O. (2015). STATUS AND TRENDS IN BIOTIC INTEGRITY IN A SUB-TROPICAL RIVER DRAINAGE: ANALYSIS OF THE FISH ASSEMBLAGE OVER A THREE DECADE PERIOD. *River Research and Applications*.
- MORILLO, G., Jonte, L., Araujo, I., Angulo, N., Herrera, L., y Morales, E. (2010). Efectos del nitrógeno y cloruros en la dinámica del fitoplancton del lago de Maracaibo, Venezuela. *Interciencia*, 35(8), 575-580.
- MOTTA Diaz, A. J.; Nieto, C.; Riaño, N. y J Aranguren. (2012). New Reports of the genus Baetodes Needham and Murphy (Ephemeroptera: Baetidae) from Colombia. *Entomotropica*, vol. 27, no 1, p. 45-47.
- MOYA, N., Domínguez, E., Goitia, E., y Oberdorff, T. (2011). Desarrollo de un índice multimétrico basado en macroinvertebrados acuáticos para evaluar la integridad biológica en ríos de los valles interandinos de Bolivia. *Ecología austral*, 21, 135-147.
- MUNIZ, P.; P. da Cunha Lana; N. Venturini; R. Elias; E. Vallarino; C. Bremec; C. de Castro Martins; L. Sandrini Neto. (2013). Un manual de protocolos para evaluar la contaminación marina por efluentes domésticos. Editora Universidad de la República. 129 pp. ISBN: 978-9974-0-0899-1
- NAVA Velázquez J., S. Ochoa Estrada, J. T. Silva García y J. L. Duarte Aranda. (2012). *Los manantiales de la cuenca del río Duero: Su diagnóstico base para construir estrategias de negociación*. En 2° Congreso Internacional de Desarrollo Comunitario "Innovación Científica e Intervención Comunitaria". Pátzcuaro, Michoacán, México. Septiembre 2012. Centro Interdisciplinario de

- Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR) Unidad Michoacán, dependiente del Instituto Politécnico Nacional.
- NÚÑEZ, López R. A., Meas, Y., Vong, R., Ortega Y. y Olguín E. 2003. Aprovechamiento del lirio acuático para el tratamiento de aguas contaminadas con plomo. En Simposio “La Investigación y el Desarrollo Tecnológico en Querétaro 2003”, CONCYTEQ, Querétaro, Qro. México, 1-10 p.
- NÚÑEZ, López R. A., Meas, Vong Y., Ortega, R. y Olguín, E. J. 2005. Sistemas de lirio acuático (*Eichhorniacrassipes*); una alternativa sustentable para el tratamiento de aguas contaminadas con metales pesados. *Aquaforum*, 39(9):29-31 *CIENCIA*, 55(3): 69-82.
- NMX-AA-034-SCFI-2001. Análisis de agua - determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba. Secretaria de comercio y fomento industrial, México.
- NMX-AA-004-SCFI-2000. Análisis de agua - determinación de sólidos sedimentables en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba. Secretaria de comercio y fomento industrial, México.
- OCEGUERA, Figueroa, A., y Pacheco-Chaves, B. (2012). Registros de sanguijuelas de Costa Rica y clave para la identificación de las especies con redescipción de *Cylicobdella costaricae*. *Revista mexicana de biodiversidad*, 83(4), 946-957.
- OCÓN, C., Oosterom, M. V. L. V., Muñoz, M. I., y Rodrigues-Capítulo, A. (2013). Macroinvertebrate trophic responses to nutrient addition in a temperate stream in South America. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*, 182(1), 17-30.
- OKSANEN, J. F., G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens y H. Wagner. 2015. Package ‘vegan’. Community Ecology Package Version 2.3-1. Repository CRAN. <http://cran.r-project.org>, <https://github.com/vegandevs/vegan>
- OSCOZ, J., Galicia, D., y Miranda, R. (2009). Macroinvertebrados de la Cuenca del Ebro: descripción de taxones y guía de identificación. *Confederación Hidrográfica del Ebro*.

- PALMA, A., J. González-Barrientos, C. A. Reyes y R. Ramos-Jiliberto, (2013). Biodiversidad y estructura comunitaria de ríos en las zonas árida, semiárida y mediterránea-norte de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 86: 1–14.
- PATRICK, R. (1949). A proposed biological measure of stream conditions, based on a survey of the Conestoga basin, Lancaster County, Pennsylvania. *Proc. Acad. Nat. Sci. Phila.*, **101**: 277-341.
- PATRICK, R. (1950). Biological measure of stream conditions. *Sewage ind. Wastes*. **22**: 926-939.
- PAUKERT, C., y Willis, D. (2003). Aquatic invertebrate assemblages in shallow prairie lakes: fish and environmental influences. *Journal of Freshwater Ecology*, 18(4), 523-533.
- PEETERS, R. Gylstra, J.H. Vos. (2004). Benthic macroinvertebrate community structure in relation to food and environmental variables. *Hydrobiologia*, 519, pp. 103–115.
- PENNAK, R. W. (1978). *Fresh-Water Invertebrates of the United States*. Second Edition. pp 208. U.S.A
- PÉREZ Munguía, R. M.; Aguilera Ríos, M. S.; Guerrero, J. L. (2006). Monitoreo ambiental del río “Cupatitzio”, en la cabecera de la microcuenca y dentro del Parque Nacional “Barranca del Cupatitzio”, en la Ciudad de Uruapan, Michoacán. *Biológicas Revista de la DES Ciencias Biológico Agropecuarias Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo*, vol. 8, no 1, p. 18-30.
- PÉREZ Munguía, R. M. (2007). Uso de los macroinvertebrados acuáticos en el monitoreo ambiental de ríos y arroyos, en R. Novelo G. y P.E. Alonso Eguía Lis (eds.), en *Simposio Internacional entomología Acuática Mexicana: estado actual de conocimiento y aplicación*, México, IMTA-Sociedad Mexicana de Entomología, pp. 63-77.
- PÉREZ Pompa, Norma E.; Marañón-Reyes, Alina M.; González-Marañón, Alina; Rodríguez -Mendoza, Yuniel; Naranjo-López, Carlos. (2012). Estudio de la correlación entre el índice biótico bmwp-cub y parámetros físicoquímicos en el

- río gascón de santiago de cuba. *Revista Cubana de Química*, vol. XXIV, núm. 3, 2012, pp. 231-242 Universidad de Oriente Santiago de Cuba, Cuba.
- PERKINS, D. M., Bailey, R. A., Dossena, M., Gamfeldt, L., Reiss, J., Trimmer, M., y Woodward, G. (2015). Higher biodiversity is required to sustain multiple ecosystem processes across temperature regimes. *Global changebiology*, 21 (1), 396-406. U.S.A.
- PETRUCIO, M. M., y Esteves, F. A. (2000). Uptake rates of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. *Revista Brasileira de Biologia*, 60(2), 229-236. Brasil.
- PIMENTEL Equihua, J.L. y M. A. Velázquez Machuca. (2015). "Modelo organizativo para la gestión integral de la cuenca del río Duero, Michoacán" en *Dimensiones sociales en el manejo de las cuencas*. Burgos, Ana L.; Bocco, Gerardo y Sosa Ramírez, Joaquín (coords). México: CIGA UNAM/ Río Arronte, pp 277-292.
- PIMENTEL Equihua, J.L., M. A. Velázquez Machuca, M. Sánchez Rodríguez, J. L. Seefóo Luján. 2011. *Gestión y Calidad del Agua en la Cuenca del Río Duero, Michoacán* en Los retos de la investigación del agua en México. OswaldSpring, Úrsula (Coord.) Cuernavaca: UNAM, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, 754 p.
- PIMENTEL Equihua, J.L (2007). Construyendo la problemática de la gestión de las aguas superficiales y subterráneas de la cuenca del río Duero, Michoacán (México). En *XXVI Congreso de la Asociación Latinoamericana de Sociología*. Asociación Latinoamericana de Sociología, Guadalajara.
- PINO, R. y Bernal, J. (2009). Diversidad, distribución de la comunidad de insectos acuáticos y calidad del agua de la parte alta y media del río David, provincia de Chiriquí, república de Panamá. *Gestión y Ambiente* 12(3): pp. 73-84. Panamá.
- PIÑÓN Flores, M. A., Pérez Munguía, R. M., Torres García, U., y Pineda López, R. (2014). Integridad biótica de la microcuenca del Río Chiquito, Morelia

- Michoacán, México, basada en el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos. *Revista de Biología Tropical*, Vol. 62 (Supl. 2): 219-229.
- PRASHANT, J., Tahir A., Saad N. (2009). Assesment of dissolved oxygen in coastal waters of Benghazi, Libya. *Review Mediterranean Environment*. 15: 135-156.
- RAMÍREZ, A., y Gutiérrez-Fonseca, P. E. (2014). Estudios sobre macroinvertebrados acuáticos en América Latina: avances recientes y direcciones futuras. *Revista de Biología Tropical*, 62, 9-20.
- RAMOS, Espinoza N.A. (1989). Distribución y abundancia de la entomofauna acuática en el río Duero, Mich. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- RAZ-GUZMÁN, M.A. (2000). Moluscos. p. 265-307. En: Organismos Indicadores de la Calidad del Agua y de la Contaminación (Bioindicadores). De la Lanza EG., Hernández PS y P.J.L Carbajal. (Eds). Plaza y Valdés. 633 p. Santillán S. 1996. Ictiofauna. México.
- REDDY, K. R., Agami, M., y Tucker, J. C. (1990). Influence of phosphorus on growth and nutrient storage by water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) plants. *Aquatic botany*, 37(4), 355-365.
- RESH, V. H., Richard, H. N & Barbour, M. T. (1995). Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using macroinvertebrates. *Aust. J. Ecology.*, 20: 108-121.
- REYES Morales, F., y Springer, M. (2014). Efecto del esfuerzo de muestreo en la riqueza de táxones de macroinvertebrados acuáticos y el índice BMWP/Atitlán. *Revista de Biología Tropical*, 62 (2), 291-301.
- REZENDE, R. S., Santos, A. M., Henke-Oliveira, C. y Gonçalves Jr, J. F. (2014). Effects of spatial and environmental factors on benthic a macroinvertebrate community. *Zoología (Curitiba)*, 31(5), 426-434.
- RICO Sánchez, A. E., Rodríguez Romero, A. J., López López, E., y Sedeño-Díaz, J. E. (2014). Patrones de variación espacial y temporal de los macroinvertebrados acuáticos en la Laguna de Tecocomulco, Hidalgo (México). *Revista de biología tropical*, 62, 81-96.

- RIOS Touma, B., Acosta, R., y Prat, N. (2014). The Andean Biotic Index (ABI): revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Revista de Biología Tropical*, Vol. 62 (Suppl. 2): 247-271.
- RISENG, C. M., Wiley, M. J., Black, R. W., y Munn, M. D. (2011). Impacts of agricultural land use on biological integrity: a causal analysis. *Ecological Applications*, 21, 3128-3146.
- RIVERA, J. J. Pinilla, G. y Camacho, D. L. 2013. Grupos tróficos de macroinvertebrados acuáticos en un humedal urbano andino de Colombia. *Acta biol. Colomb.*, 18(2):279-292. Colombia.
- RODRÍGUEZ-Espinosa, P. F., García, S. M., Jonathan, M. P., Navarrete-López, M., Bernal-Campos, A. A., González-Cesar, A., y Muñoz-Sevilla, N. P. (2013). Servicio Ambiental de la Presa Valsequillo para las cuencas de los Ríos del Atoyac-Sahuapan y Alseseca, Puebla, Tlaxcala, México.
- ROLDÁN, G. (1988). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Fondo FEN - Colombia - Conciencias - Universidad de Antioquia, Editorial Presencia Ltda. Santafé de Bogotá.
- ROLDÁN, G. 1992. Fundamentos de Limnología Neotropical. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia.
- ROLDÁN, G., Bohórquez, A., Castaño, R., y Ardilla, J. 2001. Estudio limnológico del embalse del Guavio. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas y Naturales*, 24(90), 25-33. Colombia.
- ROLDÁN, G. (2003). Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col. Editorial Universidad de Antioquia. Medellín.
- ROLDÁN Pérez, G., y Ramírez, J. J. R. (2008). Fundamentos de limnología neotropical (Vol. 15). Universidad de Antioquia. Segunda Edición. Colombia.
- ROLDÁN Pérez, G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 40(155), 254-274.

- ROQUE, F. O., Pepinelli, M., Fragoso, E. N., Ferreira, W. A., Barillari, P. R., Yoshinaga, M. Y., y Lima, M. I. S. (2003). Ecología de macroinvertebrados, peixes e vegetação ripária de um córrego de primeira ordem em região de cerrado do Estado de São Paulo (São Carlos, SP). *Ecotonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos. São Carlos, SP, Brazil: Rima Editora*, 313-338. Brasil.
- ROSAS Acevedo, J. L., Ávila-Pérez, H., Sánchez-Infante, A., Rosas-Acevedo, A. Y., García-Ibañez, S., Sampedro-Rosas, L., y Juárez-López, A. L. (2014). Índice BMWP, FBI y EPT para determinar la calidad del agua en la laguna de Coyuca de Benítez, Guerrero, México. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 1(2), 82-88.
- ROSAS Acevedo, J. L.; Rosas Acevedo, A.Y.; Sánchez Infante, A.; Sampedro Rosas, L. y Juárez López, A. L. (2015). Evaluación del medio físico y calidad del agua por medio de insectos bioindicadores, en el brazo derecho del cauce Aguas Blancas, Acapulco, Gro., México *Entomología Mexicana* Vol. 2: 689-694.
- ROMERO, F., Fernández, H. R., Manzo, V., Molineri, C., Correa, M., y Nieto, M. C. (2011) "Estudio integral de la cuenca del río Lules (Tucumán): aspectos biológicos" en *La cuenca del Río Lules: una aproximación multidisciplinaria a su complejidad*. Hugo R. Fernández, Hebe M. Barber (Eds.),. pp 111-135.
- ROZO, M. P., y Salinas, L. G. (2016). Inventario del orden Ephemeroptera (Insecta) en la quebrada Coquital, Serranía de Tripogadí, Departamento del Chocó, Colombia. *Entomotropica*, vol 31, pág. 1-13.
- RÚA, G., Turizo, C. T., y Zúñiga, C. (2015). Composition and Distribution of the Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera Orders (Insecta) in Rivers of Sierra Nevada of Santa Marta, Colombia. *Revista de Ciencias*, Vol. 19. número 2.
- SALINAS, L. G., Dias, L. G., Salles, F. F., y Bacca, T. (2011). Three new species of Baetodes Needham and Murphy (Ephemeroptera: Baetidae) from Colombia. *Zootaxa*, 3110, 61-68.

- SÁNCHEZ, O. (2007). Ecosistemas acuáticos: diversidad, procesos, problemática y conservación. *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Coordinación editorial: Raúl Marcó del Pont. pp 1-11. México, D.F.
- SÁNCHEZ Hernández J. (2011). *Características biológicas y ecológicas de los macroinvertebrados en un sector del hiporitrón en el río Tormes (España Central)*. Departamento de Zoología y Antropología Física. Facultad de Biología. ISSN: 1130-4251, vol. 22, 51-67.
- SANDIN, L.; D. Hering. (2004). Comparing macroinvertebrate indices to detect organic pollution across Europe: A contribution to the EC Water Framework Directive intercalibration. *Hydrobiologia*, 516, pp. 55–68.
- SANTACRUZ DE LEÓN, G. y M. Aguilar Robledo. (2009). Estimación de los caudales ecológicos en el Río Valles con el método Tennant. *Hidrobiológica* 19 (1):25-32).
- SARABIA Meléndez, I. F., Cisneros Almazán, R., Aceves De Alba, J., Durán García, H. M., y Castro Larragoitia, J. (2011). Calidad del agua de riego en suelos agrícolas y cultivos del Valle de San Luis Potosí, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 27(2), 103-113.
- SAWYER, C.N., McCarty, P.L. y Parkin, G.F. (1994). *Chemistry for environmental engineering*. McGraw Hill, New York.
- SAWYER, C. P.; McCarty, A; Parkin, G. (2001). *Química para Ingeniería Ambiental*. Cuarta Edición. Ed. Me Graw Hill.
- SCHMITT, R., Siegloch, A. E., da Silva, A. L. L., Lisboa, L. K., y Petrucio, M. M. (2016). Temporal variation in the Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera community in response to environmental drivers in a subtropical stream. *Journal of Insect Biodiversity*, 2016, vol. 4, no 19, p. 1-12.
- SEDEÑO Díaz, J. E.; Kohlman, B.; López López, E. (2012). Benthic macroinvertebrates as indicators of water quality in streams of Costa Rica: using an adaptation of the BMWP score. *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research, The Wetlands Diversity, Curtean-Bănăduc et al.(eds)*, vol. 14, p. 163-175.

- SILVA G, J. T., Estrada, S. O., Cárdenas, G. C., Velázquez, J. N., y Barragán, F. V. (2016). Manantiales de la cuenca del río Duero Michoacán: operación, calidad y cantidad. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 32(1), 55-68.
- SILVA, J. T., Moncayo, R., Ochoa, S., Estrada, F., Cruz-Cárdenas, G., Escalera, C., Villalpando, F., Nava, J., Ramos, A. y López, M. (2013). Calidad química del agua subterránea y superficial en la cuenca del río Duero, Michoacán. *Tecnología y ciencias del agua*, 4(5), 127-141.
- SIROMBRA, M. G. y L. M. Mesa. (2010). Composición florística y distribución de los bosques ribereños subtropicales andinos del Río Lules, Tucumán, Argentina. *Rev. Biol. Trop.* 58 (1):499-510.
- SPRINGER, M. (2010). Aquatic biomonitoring. *Journal of Tropical Biology*. Vol. 58.
- STAUB, R., J. W. Appling, A. M. Hofstetter y J. Hass. (1970). The effects of industrial wastes of Memphis and Shelby County on primary planktonic producers. *Bioscience* 20: 905-912.
- TAKIYA, D. M., Santos, A. P. M., Pinto, A. P., Henriques-Oliveira, A. L., do Lago Carvalho, A., Sampaio, B. H. L., y Cordeiro, I. D. R. S. (2016). Aquatic Insects from the Caatinga: checklists and diversity assessments of Ubajara (Ceará State) and Sete Cidades (Piauí State) National Parks, Northeastern Brazil. *Biodiversity Data Journal*, (4).
- TORRES García, U., Pérez-Valladares, C. X., Herrería-Diego, Y., y Pineda-López, R. F. (2014). Efecto de los factores ambientales sobre la diversidad de insectos hemimetábolos y coleópteros acuáticos en la cuenca del Río Xichú, Guanajuato, México. *Rev. Biol. Trop*, 62(2), 69-80.
- TORRES Beristáin, B., González López, G., Rustrián Portilla, E., y Houbron, E. (2013). Enfoque de cuenca para la identificación de fuentes de contaminación y evaluación de la calidad de un río, Veracruz, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 29 (3), 135-146.
- TORO, J. (2003). Diagnóstico de la Calidad del Agua en Sistemas Lóticos Utilizando Diatomeas y Macroinvertebrados Bentónicos como Bioindicadores, Río Maipo

- (Santiago: Chile). En Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica XVI Congreso Chileno de Ingeniería Hidráulica, Chile.
- TOWNSEND, C. R. y M. R. Scarsbrook. (1997). Quantifying disturbance in streams: alternative measures of disturbance in relation to macroinvertebrate species traits and species richness. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 16 (3): 531-544.
- TRIHADININGRUM, Y., N. De Pauw, I. Tjondronegoro y R. F. Verheyen. (1996), Use of benthic macroinvertebrates for quality assessment of the Blawi river (East Java, Indonesia), en: *Perspectives in tropical limnology*, F. Schiemer y K. T. Boland, eds., SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- VANNOTE, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., y Cushing, C. E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 130–137. <http://doi.org/10.1139/f80-017>
- VÁSQUEZ, J y G. Reinoso. (2012). Estructura de la fauna béntica en corrientes de los Andes colombianos. *Revista Colombiana de Entomología* 38 (2): 351-358.
- VÁSQUEZ Ramos, J. M., Guevara-Cardona, G., y Reinoso-Flórez, G. (2014). Factores ambientales asociados con la preferencia de hábitat de larvas de tricópteros en cuencas con bosque seco tropical (Tolima, Colombia). *Revista de Biología Tropical*, Vol. 62 (Supl. 2): 19-38.
- VÁZQUEZ Silva, G.; G. Castro Mejía, I. González Mora, R. Pérez Rodríguez y Castro Barrera T. (2006). Bioindicadores como Herramientas para Determinar la Calidad del agua. Departamento El Hombre y su Ambiente. UAM.
- VELÁZQUEZ, M. A., Pimentel, J. L., y Ortega, M. (2011). Estudio de la distribución de boro en fuentes de agua de la cuenca del río Duero, México, utilizando análisis estadístico multivariado. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 27(1), 19-30.
- VELÁZQUEZ, M. A., Pimentel-Equihua, J. L., y Ortega-Escobar, M. (2010). Variaciones longitudinales y temporales en la hidroquímica del río Duero. *Agrociencia*, 44(5), 599-609.
- VERGARA Olaya, D. (2009). Entomofauna lítica bioindicadora de la calidad del agua. Maestría en Medio Ambiente y Desarrollo. Universidad Nacional de

Colombia Facultad de Minas, Escuela de Geociencias y Medio Ambiente, Colombia.

- VIEIRA, T., Dias-Silva, K., y Pacífico, E. 2015. Effects of riparian vegetation integrity on fish and heteroptera communities. *Applied Ecology and Environmental Research*, 13(1), 53-65.
- ZAMORA Muñoz, C.;C. E. Sáinz-Cantero; A. Sánchez-Ortega, J. Alba-Tercedor. (2000). Are biological indices BMPW' and ASPT' and their significance regarding water quality seasonally dependent? Factors explaining their variations Original Research Article *Water Research, Volume 29, Issue 1, Pages 285-290*.
- ZÚÑIGA, C. M. y Torres Zambrano, N. (2015). *Tricorythopsis rondoniensis* (Dias, Salles y Ferreira)(Insecta: Ephemeroptera: Leptohiphidae): Nuevo registro de distribución para Colombia y la cuenca del río Orinoco. *Dugesiana*, vol. 22, no 1, p. 37-38.

12. ANEXOS

Anexo I. Registró de parámetros fisicoquímicos durante mayo 2013

Sitios	Temperatura °C	pH	NH4 ml/L	NO3 ml/L	Cl ml/L	Oxígeno disuelto ppm	Turbidez NTU	Prof cm	Trans cm	Caudal m ³ /s	SS ml/L	SST ml/L	STD ml/L	PO4 mg/L	DBO ₅ ml/L	DQO ml/L
S1	17.14	7.16	2.59	1.72	8.44	5.33	4.9	23	32	0.43	86	110	112.6	0.1	36.14	9
S2	17.4	7.21	2.27	1.9	4.86	7.61	9.5	70	70	0.51	102	220	113.3	0.4	17.64	23
S3	18.13	7.19	3.26	3.19	9.35	6.44	16.6	38	13	0.85	0	40	128.5	0.45	36.29	31
S5	19.6	7.22	0.88	1.48	5.69	8.14	23.8	101	52	1.94	388	280	114	0.3	38.3	33
S6	20.25	7.19	2.18	1.62	7.55	8.92	20.8	136	50	3.4	680	600	121.2	0.75	26.68	29
S7	17.77	7.25	1.08	1.72	7.81	6.03	21.9	97	51	3.05	1220	20	119.1	0.4	27.58	18
S8	20.15	7.81	1.36	0.92	8.5	8.8	11.8	348	24	1.04	0	40	132.2	0.2	19.11	18
S10	19.46	7.5	1.15	1.79	9.18	7.98	72	123	43	2.98	132	28.57	122.2	0.3	38.1	42
S11	19.95	7.55	1.13	1.85	9.47	8.57	23.8	121	47	1.13	226	200	123	0.6	36.14	46
S12	21.42	7.66	1.2	1.3	7.13	10.36	12.5	28	29	1.19	238	0	126.8	0.6	36.56	38
S13	23.81	7.05	4.55	0.98	8.57	13.55	119.1	72	20	0.32	128	140	124.1	0.2	18.8	9
S14	20.89	6.82	1.81	0.46	15.75	9.73	11	120	75	0.8	0	20	139.2	0.4	38.53	48
S15	22.14	6.61	2.87	0.35	11.08	11.26	30.3	104	33	1.32	132	10	136.02	1.2	30.38	54
S16	19.05	7.11	6.37	1.44	14.63	8.03	12.9	33	39	0.34	51	200	200.7	0.8	35.31	42
S17	21.37	7.07	18.79	10.85	21.87	10.3	37	41	20	1.71	342	440	243.5	0.4	64.49	67
S18	22.52	7.19	1.57	0.96	10.46	11.76	24.7	16	21	1.19	178.5	50	187.9	0.8	75.5	38
S19	21.82	6.78	1.97	0.66	11.62	10.87	3.5	41	40	0.15	0	120	183.2	0.9	41.28	29
S20	23.87	7.08	13.69	0.52	27.27	13.79	22	53	35	1.6	160	100	259.1	1	38.58	70
S21	26.37	7.03	10.19	1.02	15.18	17.33	22.2	21	25	0.67	268	1160	204.8	1.3	43.98	27

Anexo II. Registro de parámetros fisicoquímicos durante julio 2013

Sitios	Temperatura	pH	NH4	NO3	Cl	Oxígeno disuelto	Turbidez	Prof	Trans	Caudal	SS	SST	STD	PO4	DBO ₅	DQO
	°C		ml/L	ml/L	ml/L	ppm	NTU	cm	cm	m ³ /s	ml/L	ml/L	ml/L	mg/L	ml/L	ml/L
S1	16.9	7.12	0.78	1.83	5.8	7.5	30	27	30	1.01	101	10	86.9	0.6	23.27	29
S2	17.2	7.24	0.75	2.44	6.78	6.05	4.1	56	56	0.68	34	4	87.9	0.4	24.11	5
S3	17.4	7.04	1.25	1.6	8.92	5.84	9.6	37	29	1.53	153	6.5	101.5	0.6	20.63	15
S5	19.2	7.11	0.88	2.7	11.4	4.07	76.7	137	18	6.58	1974	50	95.7	0.2	24.83	16
S6	19.3	7.12	0.98	2.5	12.13	3.74	76	168	18	8.42	2526	21	102.2	0.57	23.09	7
S7	19.6	7.25	0.9	1.53	17	3.61	140	148	15	6.2	3540	112	104.1	0.87	21.17	18
S8	17.5	7.37	0.97	3.96	13.08	8.01	573	45	6	3.31	17700	1163	104.1	0	23.27	52
S10	18.2	7.22	0.95	3.12	14.01	6.57	558	134	5	10.52	12624	299	104.4	0	59.82	62
S11	18.6	7.1	0.98	2.55	13.15	4.61	437	174	5	7.66	6894	572	104.3	0	35.53	23
S12	19.6	7.23	1.09	4.21	10.57	4.67	395	79	7	8.1	10530	649	104.3	0.25	35.08	49
S13	24.2	7.16	0.7	2.18	12.08	3.72	4.3	155	52	0.52	26	599	95.4	0.55	21.23	18
S14	20.4	7.13	1.03	3.34	15.49	3.37	380	199	4	5.58	6696	94	109.2	0	21.29	32
S15	20.8	7.16	1.08	3.53	10.87	3.8	380.2	96	6	1.96	196	608	107.6	0.25	34.45	43
S16	20.6	7.05	0.9	2.05	14.33	2.65	51.3	76	10	4.64	1392	134	113.7	0.6	22.73	35
S17	21.4	7.19	1.56	1.1	16.51	2.24	12.6	84	13	6.93	2079	88.75	129.1	0.57	20.21	14
S18	24.4	7.21	1.36	0.4	15.87	1.34	36.2	42	17	0.84	84	88	137.7	0.45	20.45	36
S19	21.2	7.13	0.98	2.58	14.69	3.97	279.9	131	8	4.19	1257	235	108	0.3	22.79	50
S20	22.5	7.17	1.57	0.44	18.96	1.03	42.5	125	7	13.28	3984	160	129.5	0.8	30.34	53
S21	23.8	7.18	1.4	2.13	22.58	0.91	88.2	78	8	15.44	9264	153	136.6	0.25	32.62	61
S22	25.8	7.16	1.34	3.13	19.24	0.81	171.3	176	6	13.57	10856	290	129.2	0.25	34.3	58
S23	27	7.22	1.79	0.46	19.45	3.86	41.4	158	20	23.39	0	41	140.1	0.65	21.41	38
S24	30	7.2	2.25	0.61	21.73	1.05	37.2	67	11	11.1	2220	110	137.7	1	34.42	58

Anexo III. Registro de parámetros fisicoquímicos durante septiembre 2013

Sitios	Temperatura °C	pH	NH4 ml/L	NO3 ml/L	Cl ml/L	Oxígeno disuelto ppm	Turbidez NTU	Prof cm	Trans cm	Caudal m ³ /s	SS ml/L	SST ml/L	STD ml/L	PO4 mg/L	DBO ₅ ml/L	DQO ml/L
S1	17.44	7.28	0.78	3.82	8.47	6.78	21.2	23	35	0.74	74	13.5	121.1	0.95	22.97	68
S2	17.72	7.18	0.83	3.31	8.35	6.71	22	78	45	1.93	193	0.5	122.9	2.03	21.53	23
S3	18.1	7.16	1.03	4.74	11.24	6.17	24.5	50	42	1.01	202	12	137.2	1.82	19.73	36
S5	18.3	7.33	0.74	3.23	9.02	6.8	33.4	127	37	1.49	298	14	123.5	0.85	19.19	39
S6	19.46	7.27	0.83	3.12	10.51	5.05	85.7	161	25	5.18	2590	36.5	139.9	1.5	18.17	12
S7	19.59	7.28	0.91	4.48	11.76	4.61	85.2	184	20	6.25	3125	16	145.4	1.02	20.33	54
S8	21.53	7.71	0.86	1.54	18.15	6.03	6.9	160	160	2.29	0	0	124.7	0.5	13.65	35
S10	20.4	7.42	1.02	3.48	13.53	4.66	152.8	166	17	5.33	4572	85	144.5	2.2	20.09	66
S11	19.05	7.85	1.2	2.5	15.28	7.59	294.5	148	9	5.34	5340	203	129	1.08	15.05	61
S12	19.65	7.67	1.18	3.79	14.5	7.19	326.5	91	8	11.77	10593	220	126.8	0.25	18.17	51
S13	19.76	7.52	1.31	3.74	13.17	7.09	302.1	192	8	6.59	7908	188	127.2	0.76	19.31	63
S14	20.24	7.57	1.43	3.06	13.23	7.07	305	87	8	8.67	8670	202	128.9	1.06	20.51	67
S15	22.85	7.37	1.73	4.35	13.12	6.07	257.1	92	7	1.29	903	179	111.1	0.46	13.67	61
S16	20.84	7.58	1.48	4	13.92	6.36	312.7	164	10	8.13	5691	139	130.9	0.82	31.9	64
S17	21.18	7.53	1.33	6.51	14.54	6.09	338.9	103	7	0.97	776	221	128.9	0.62	19.55	66
S18	21.04	7.32	1.56	2.86	15.67	5.99	261.8	186	8	12.18	10962	152	147.6	1.1	20.39	50
S19	21.65	7.08	1.8	3.43	16.8	5.28	172.7	144	8	10.37	6222	114	162.1	0.9	25.15	25
S20	21.56	7.06	1.33	3.3	11.78	4.61	212	148	8	1.7	510	95	145.7	1.68	31.51	44
S21	22.37	6.91	1.78	4.31	16.07	1.63	413	54	5	1.3	130	84	164.7	0.63	26.89	76
S22	21.69	7.11	1.74	4.14	14.79	4.61	237.1	144	7	17.17	12019	260	137.9	1.63	18.65	50
S23	22.49	7.19	1.7	3.62	15.71	5.78	288.4	154	7	26.1	15660	264	156.1	0.97	28.75	47
S24	23.9	7.35	6.81	4.22	26.32	2.19	316.4	254	5	27.76	11104	140	200.4	3.25	30.16	93

Anexo IV. Registro de parámetros fisicoquímicos durante diciembre 2013

Sitios	Temperatura °C	pH	NH4 ml/L	NO3 ml/L	Cl ml/L	Oxígeno disuelto ppm	Turbidez NTU	Prof cm	Trans cm	Caudal m ³ /s	SS ml/L	SST ml/L	STD ml/L	PO4 mg/L	DBO ₅ ml/L	DQO ml/L
S1	15.94	7.38	0.61	2.83	9.67	6.47	5.3	19	35	0.54	5.4	2.8	112	0.8	24.29	13
S2	15.94	7.31	0.59	2.63	9.84	6.78	3.8	59	68	0.75	15	1.2	113.3	0.87	25.06	6
S3	16.11	7.57	0.72	6.32	13.84	6.01	7.9	40	37	1.41	70.5	7	124.1	1.03	29.99	9
S5	16.81	7.35	0.44	3.51	10.92	7.19	5.8	124	140	1.78	89	8.4	111	0.55	15.04	5
S6	16.32	7.45	0.41	3.3	10.48	6.75	32.7	143	37	2.52	504	44.5	115.9	0.6	24.65	4
S7	16.37	7.41	0.76	3.26	12.96	5.7	30.4	123	38	4.5	1350	39.5	121.5	0.8	24.32	13
S8	18.95	7.67	0.61	2.54	21.17	5.95	14.9	130	130	1.9	0	0	123.7	0.3	11.97	8
S10	16.26	7.56	0.73	3.08	15.6	5.55	34.4	99	38	4.4	1256	28	127	0.9	20.76	16
S11	17.63	7.96	0.59	3.32	17.07	7.62	10.2	32	53	0.15	15	2	131.6	0.67	16.38	7
S12	16.62	7.61	0.57	2.52	22.26	7.44	23.5	43	77	2.75	275	31	124.3	0.6	20.21	8
S13	16.62	7.7	0.56	2.6	19.37	7.38	25.6	106	42	2.96	296	15	124.5	0.55	19.03	18
S14	17.29	8	0.56	3.85	18.91	8.31	27.9	52	62	2.39	239	15.5	135.3	0.62	24.47	7
S15	19.03	7.8	0.89	2.54	17.41	6.84	2.2	100	100	0.23	0	17	122	1	17.22	11
S16	16.93	7.57	0.61	4.91	18.74	5.18	25.2	179	48	2.25	225	2	134.8	0.5	24.11	10
S17	17.39	7.56	0.67	3.77	23.29	5.35	23	214		3.42	0	14.5	132.1	0.63	20.92	10
S18	20.82	7.64	4.73	7.89	39.21	2.41	23.7	45	70	0.84	84	18	216	1.7	47.88	32
S19	19.96	7.33	4.6	3.91	38.08	1.35	22.8	38	55	1.59	159	15	226.2	1.25	30.87	19
S20	17.1	7.39	0.64	1.47	15.05	6.34	35.6	83	40	2.17	217	36.5	133.4	0.35	33.89	8
S21	15.82	7.13	0.75	0.98	17.96	4.95	47	36	28	0.41	41	51	157.6	0.73	25.43	7
S22	17.36	7.22	1.54	1.5	29.36	3.91	24.8	84	29	5.5	1100	39.5	182.2	1.26	17.24	19
S23	18.18	7.17	1.24	1.7	24.71	4.92	27	100	32	4.97	497	38	178.6	1.2	18.02	16
S24	20.6	7.12	1.62	2.02	27.44	2.75	22.9	305	50	0	0	13	187.9	1.1	22.88	13

Anexo V. Registro de parámetros fisicoquímicos durante marzo 2014

Sitios	Temperatura °C	pH	NH4 ml/L	NO3 ml/L	Cl ml/L	Oxígeno disuelto ppm	Turbidez NTU	Conduc tividad mS/cm	Salinidad ‰	Caudal m ³ /s	SS ml/L	SST ml/L	STD ml/L	PO4 mg/L	Oxígeno disuelto %	DQO ml/L
S1	16.03	7.6	0.46	4.75	16.39	5.75	4.1	0.176	0.08	0.44	0.05	112.6	0.7	0.44	77.4	0
S2	15.92	7.61	0.5	4.11	12.79	5.55	2.7	0.176	0.11	0.4	0.05	113.1	0.8	0.4	73.9	1
S3	16.13	7.72	0.81	0.82	20.59	5.86	14.1	0.202	0.09	1.03	0.2	129.5	1.5	1.03	78.4	3.5
S5	17.03	7.72	0.27	2.86	14.25	7.19	4.3	0.172	0.08	0.86	0.1	110.4	0.4	0.86	98.1	0
S6	16.33	7.63	0.3	8.48	15.08	6.52	19.5	0.193	0.09	2	0.2	123	0.6	2	87.9	2.5
S7	16.3	7.49	0.72	7.35	21.09	5.04	42	0.207	0.1	3.65	0.6	131.9	0.1	3.65	65.07	0
S8	18.555	7.81	0.56	2.82	20.925	5.69	4.66	0.2	0.09	2.76	0.6	128.05	0.95	2.76	72	7
S10	19.09	8.23	0.48	4.61	22.98	7.16	6.5	0.21	0.1	0.04	0.05	134	1.3	0.04	72	2
S11	23.38	8.23	7.35	15.6	619.9	7.16	395.6	0.97	0.51	4.11	0.05	621.3	17.5	4.11	72	0
S12	16.5	7.72	0.38	2.19	25.17	6.95	21.2	0.202	0.09	6.77	0.15	129.2	1.2	6.77	93.9	2
S13	16.4	7.64	0.38	2.41	25.73	6.91	21.6	0.204	0.09	2.83	0.2	130	0.3	2.83	93	834
S14	17.78	8.19	0.4	3.91	25.01	9.01	16.8	0.215	0.1	4.64	0.1	137.8	0.8	4.64	125.3	4
S15	19.24	7.83	0.54	3.05	20.73	6.75	1.9	0.193	0.09	3.66	0.05	123.9	0.9	3.66	96.6	6
S16	17.13	7.63	0.49	3.93	26.9	4.49	21	0.221	0.1	1.02	0.05	142.6	0.4	1.02	61.3	2
S17	17.27	7.47	0.49	3.66	26.35	4.5	21.9	0.216	0.1	2.08	0.1	138.5	0.9	2.08	61.7	15
S18	20.92	7.86	3.54	13.52	49.74	3.44	7.6	0.231	0.19	1.05	0.4	250.4	1.8	1.05	52.2	10
S19	20.98	7.33	3.72	16.54	69.44	1.34	18.3	0.416	0.21	0.68	0.4	266.6	2.5	0.68	27.4	4
S20	16.25	7.77	0.54	5.75	52.51	6.23	32.3	0.31	0.15	5.07	0.1	198.7	0.8	5.07	83.6	20
S21	16.84	7.44	0.63	12.95	38.22	2.44	42.7	0.292	0.14	2.59	0.3	186.5	0.9	2.59	33.3	47
S22	16.2	7.44	1.61	10.25	74.99	1.75	28.1	0.4	0.2	2.21	0.1	261.6	3.4	2.21	26.3	18
S23	18.01	7.65	2.05	13.84	62.69	1.16	22.5	0.379	0.19	0	0.25	242.4	2.6	0	1.16	16
S24	15.58	6.98	0.33	4.2	54.24	0.71	7.2	0.352	0.17	0	0.05	225.6	0.5	0	9.5	9

Anexo VI. Distribución de macroinvertebrados en los diferentes periodos de muestreo y su BMWP equivalente

Familias de Macroinvertebrados	Valor del BMWP				
	Mayo	Julio	Septiembre	Diciembre	Marzo
Planariidae	7				
Planorbidae	5	5	5	5	5
Ancylidae	6	6		6	6
Physidae	3	3	3	3	3
Lymnaeidae	4				
Sphaeriidae	4	4	4	4	4
Lumbriculidae	1	1	1	1	1
Tubificidae	1	1			1
Glossiphoniidae	3	3	3	3	3
Asellidae	6	6	6	6	6
Pseudothelphusidae	8		8		
Baetidae	7	7	7	7	7
Caenidae	7		7		
Coenagrionidae	7	7		7	
Calopterygidae	7	7			7
Gomphidae		10		10	10
Aeschnidae	8				
Libellulidae			6		6
Lestidae				8	
Belostomatidae	5				
Corixidae	7	7	7	7	7
Notonectidae	7				7
Mesovellidae	5		5	5	5
Gerridae	8	8	8	8	8
Polycentropodidae	9	9		9	9
Hydropsychidae	7	7	7	7	7
Pyralidae	5		5		5
Dytiscidae		9	9	9	9
Hydroptilidae	7				7
Elmidae	6	6	6		
Gyrinidae			9		
Culicidae		2	2	2	
Ceratopogonidae	3	3		3	3
Chironomidae	2	2	2	2	2
Simuliidae	8	8	8	8	8
Stratiomyidae			4		4
Tabanidae			5	5	5
Empididae	4	4		4	4
Muscidae			2		2
Psychodidae	7	7		7	

Anexo VII. Distribución de presencia de macroinvertebrados durante el periodo de muestreo

Macroinvertebrados					BMWP				
Phylum	Clase	Orden	Familia	Género	M	J	S	D	MZ
Platyhelminthes	Turbellaria	Tricladida	Planariidae	<i>Dugesia</i>	7				
Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	Planorbidae	<i>Helisoma</i>	5	5	5	5	5
			Ancylidae	<i>Ferrisia</i>	6	6		6	6
			Physidae	<i>Physa</i>	3	3	3	3	3
	Pelecypoda	Heterodonta	Sphaeriidae	<i>Eupera</i>	4	4		4	
				<i>Pisidium</i>					
Annelida	Oligochaeta	Lumbriculida	Lumbriculidae	<i>Lumbriculus</i>	1	1	1	1	1
		Haplotaxida	Tubificidae	<i>Branchiura</i>	1	1	1	1	1
					<i>Tubifex</i>				
	Hirudinea	Pharyngobdellida	Erpobdellidae	<i>Moreobdella</i>					
		Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	<i>Helobdella</i>	3	3	3	3	3
Arthropoda	Crustacea	Isopoda	Asellidae	<i>Asellus</i>	6	6	6	6	6
		Amphipoda	Gammaridae	<i>Gammarus</i>					
		Decapoda	Cambaridae	<i>Cambarellus</i>					
			Pseudothelphusidae	<i>Pseudothelphusa</i>	8		8		
	Insecta	Collembola	Isotomidae	<i>Isotomurus</i>					

Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis</i>	7	7	7	7	7
	Tricorythidae	<i>Tricorhythodes</i>					
	Caenidae	<i>Caenis</i>	7		7		
Odonata	Coenagrionidae	<i>Argia</i>	7	7		7	
	Calopterygidae	<i>Agrion</i>	7	7			7
		<i>Hetaerina</i>					
	Cordulegastridae	<i>Cordulegaster</i>					
	Gomphidae	<i>Erpetogomphus</i>		10		10	10
Aeschnidae	<i>Aeschna</i>	8					
Hemiptera	Belostomatidae	<i>Belostoma</i>	5				
	Corixidae	<i>Trichocorixa</i>		7		7	
	Notonectidae	<i>Buenoa</i>	7				7
	Mesovellidae	<i>Mesovelia</i>	5		5	5	5
	Macrovellidae	<i>Macrovelia</i>					
	Gerridae	<i>Gerris</i>		8	8		
	Vellidae	<i>Microvelia</i>	8	8	8	8	8
		<i>Rhagovelia</i>					
Trichoptera	Polycentropodidae	<i>Polycentropus</i>	9	9		9	9
	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i>	7	7	7	7	7

Lepidoptera	Pyrallidae	<i>Paragyraactis</i>	5	5	5		
Coleoptera	Dytiscidae	<i>Dytiscus</i>		9	9	9	9
	Hydroptilidae	<i>Hydrobius</i>					7
Diptera	Elmidae	<i>Phanocerus</i>			6		
	Culicidae	<i>Culex</i>		2	2	2	
	Ceratopogonidae	<i>Dasyhelea</i>	3	3		3	3
		<i>Pentaneura</i>					
	Chironomidae	<i>Chironomus</i>	2	2	2	2	2
	Simuliidae	<i>Simulium</i>	8	8	8	8	8
	Stratiomyidae	<i>Odontomya</i>			4		4
	Tabanidae	<i>Tabanus</i>			5	5	5
	Rhagionidae	<i>Atheris</i>					
	Empididae	<i>Hemerodromia</i>	4	4		4	4
Muscidae	<i>Limnophora</i>			2		2	
Número de familias por periodo			32	29	27	28	28

Macroinvertebrados					Presencia				
Phylum	Clase	Orden	Familia	Género	May	Jul	Sep	Dic	Mar
Platyhelminthes	Turbellaria	Tricladida	Planariidae	<i>Dugesia</i>	X				
			Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	Planorbidae	<i>Helisoma</i>	X	X
			Ancylidae		<i>Ferrisia</i>	X	X	X	X
			Physidae	<i>Physa</i>	X	X	X	X	X
			Pleuroceridae	<i>Elmia</i>	X				
				<i>Pleucera</i>	X				
			Lymnaeidae	<i>Pseudosuccinea</i>	X				
	Pelecypoda	Heterodonta	Sphaeriidae	<i>Eupera</i>	X	X		X	
				<i>Pisidium</i>	X	X			
				<i>Spaherium</i>				X	
Annelida	Oligochaeta	Lumbriculida	Lumbriculidae	<i>Lumbriculus</i>	X	X	X	X	X
			Haplotaxida	Tubificidae	<i>Branchiura</i>	X	X		
	Hirudinea	Pharyngobdellida	Erpobdellidae	<i>Moreobdella</i>	X	X		X	
			Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	<i>Helobdella</i>	X	X	X	X
Arthropoda	Crustacea	Isopoda	Asellidae	<i>Asellus</i>	X	X	X	X	X
			Amphipoda	Gammaridae	<i>Gammarus</i>	X	X	X	X
		Decapoda	Cambaridae	<i>Cambarellus</i>	X	X	X	X	X
				<i>Procambarus</i>					X
			Pseudothelphusidae	<i>Pseudothelphusa</i>	X		X		
	Insecta	Collembola	Isotomidae	<i>Isotomurus</i>	X	X	X	X	X
			Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis</i>	X	X	X	X
				<i>Baetodes</i>					X
			Tricorythidae	<i>Tricorhythodes</i>	X	X		X	
			Caenidae	<i>Caenis</i>	X		X		
	Odonata	Coenagrionidae	Calopterygidae	<i>Argia</i>	X	X		X	
				<i>Agrion</i>	X	X			X
				<i>Hetaerina</i>	X	X			
			Cordulegastridae	<i>Cordulegaster</i>	X		X		
			Gomphidae	<i>Erpetogomphus</i>		X		X	X
			Aeschnidae	<i>Aeschna</i>	X				
			Libellulidae	<i>Libellula</i>			X		X
			Lestidae	<i>Archilestes</i>				X	
	Hemiptera	Belostomatidae	Corixidae	<i>Belostoma</i>	X				
				<i>Morphocorixa</i>	X	X			
				<i>Trichocorixa</i>		X			
				<i>Graptocorixa</i>			X	X	X
			Notonectidae	<i>Buenoa</i>	X				X
			Mesovellidae	<i>Mesovelia</i>	X		X	X	X
			Macrovellidae	<i>Macrovelia</i>		X			
			Gerridae	<i>Gerris</i>		X	X		
			Vellidae	<i>Microvelia</i>			X		X
				<i>Rhagovelia</i>	X	X	X	X	X
	Trichoptera	Polycentropodidae	Hydropsychidae	<i>Polycentropus</i>	X	X		X	X
				<i>Hydropsyche</i>	X	X	X	X	X
				<i>Leptonema</i>					X
	Lepidoptera	Pyrallidae		<i>Paragyraetis</i>	X		X		X
			Coleoptera	Dytiscidae	<i>Dytiscus</i>		X	X	X
		Hydroptilidae		<i>Hydrobius</i>	X				X
		Elmidae	<i>Phanocerus</i>			X			
			<i>Stenelmis</i>	X	X				
			Gyrinidae	<i>Gyrinus</i>			X		

Macroinvertebrados					Presencia					
Phylum	Clase	Orden	Familia	Género	May	Jul	Sep	Dic	Mar	
Arthropoda	Insecta	Diptera	Culicidae	<i>Culex</i>		X	X	X		
			Ceratopogonidae	<i>Dasyhelea</i>	X	X		X		
				<i>Pentaneura</i>	X	X		X	X	
				<i>Probezzia</i>					X	
			Chironomidae	<i>Chironomus</i>	X	X	X	X	X	
				<i>Procladius</i>			X	X	X	
			Simuliidae	<i>Simulium</i>	X	X	X	X	X	
			Stratiomyidae	<i>Odontomyia</i>			X		X	
			Tabanidae	<i>Tabanus</i>			X	X	X	
			Rhagionidae	<i>Atheris</i>			X			
			Empididae	<i>Hemerodromia</i>	X	X		X	X	
			Muscidae	<i>Limnophora</i>			X		X	
			Psychodidae	<i>Pericoma</i>	X	X		X		
				<i>Psychoda</i>			X			
			Phylum: 4	Clase: 7	Orden: 18	Familias: 50	Géneros: 65			
					Familias por periodo	38	31	30	32	31
					Géneros por periodo	42	36	32	29	37

Anexo VIII. Índices biológicos para mayo

	Diversidad Margalef	Diversidad Shannon Weiner	Equidad	Diversidad MacIntouch	Dominancia	Diversidad Simpson
	$I=(S-1)/\ln(n)$	$H=-\sum \pi_i \log \pi_i$	$E= H'/\ln S$	$U=\sqrt{(\sum n_i^2)}$	$UE=N-U/N-\sqrt{N}$	$D=\sum n_i(n_i-1)/N(N-1)$
S1	2.359	2.172	0.109	1897.361	0.405	0.362
S2	2.680	1.645	0.078	1234.307	0.299	0.501
S3	1.504	2.135	0.194	417.203	0.477	0.291
S4	2.285	2.340	0.167	155.653	0.503	0.274
S5	3.081	2.284	0.127	150.901	0.421	0.365
S6	1.745	2.337	0.234	91.586	0.512	0.273
S7	3.275	2.513	0.105	641.521	0.442	0.326
S8	2.681	2.146	0.107	709.293	0.419	0.351
S9	2.220	2.831	0.236	58.464	0.642	0.164
S10	2.445	2.888	0.241	37.094	0.657	0.161
S11	1.772	2.455	0.307	24.739	0.609	0.211
S12	1.983	2.453	0.223	76.583	0.550	0.239
S13	0.780	1.420	0.473	8.307	0.500	0.359
S14	0.780	1.420	0.473	8.307	0.500	0.359
S15	0.709	1.098	0.275	54.028	0.247	0.607
S16	1.365	1.658	0.414	5.568	0.572	0.306
S17	0.217	0.325	0.163	95.189	0.064	0.887
S18	1.062	1.246	0.208	79.768	0.311	0.512
S19	0.808	1.449	0.362	28.267	0.368	0.462
S20	0.204	0.195	0.097	129.062	0.032	0.941
S21	0.184	0.773	0.386	184.480	0.208	0.647
S22	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
S23	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
S24	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000

Anexo IX. Índices biológicos para julio

	Diversidad Margalef	Diversidad Shannon Weiner	Equidad	Diversidad MacIntouch	Dominancia	Diversidad Simpson
	$I=(S-1)/\ln(n)$	$H=-\sum p_i \log p_i$	$E= H'/\ln S$	$U=\sqrt{(\sum n_i^2)}$	$UE=N-U/N-\sqrt{N}$	$D=\sum n_i(n_i-1)/N(N-1)$
S1	3.173	3.460	0.216	38.092	0.732	0.106
S2	2.465	2.085	0.149	113.300	0.451	0.334
S3	1.737	2.053	0.205	109.991	0.413	0.378
S4	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
S5	2.408	1.828	0.122	213.023	0.385	0.403
S6	1.088	1.607	0.268	61.539	0.421	0.380
S7	0.000	0.000	0.000	6.000	0.000	1.000
S8	3.112	3.274	0.205	45.738	0.693	0.129
S9	1.885	2.101	0.263	23.473	0.507	0.311
S10	2.140	2.595	0.288	20.050	0.618	0.209
S11	1.046	2.022	0.337	64.413	0.505	0.287
S12	1.349	0.886	0.111	153.821	0.152	0.737
S13	0.834	1.573	0.524	6.403	0.598	0.273
S14	1.051	1.483	0.297	30.708	0.373	0.454
S15	1.221	0.854	0.142	52.154	0.150	0.751
S16	0.196	0.823	0.412	128.082	0.232	0.615
S17	0.943	0.876	0.146	164.782	0.194	0.670
S18	1.155	1.792	0.299	46.000	0.446	0.358
S19	1.782	1.178	0.131	73.301	0.197	0.675
S20	0.919	0.652	0.082	1796.430	0.117	0.785
S21	1.108	1.264	0.211	63.317	0.340	0.478
S22	0.839	1.076	0.179	297.585	0.243	0.590
S23	0.280	1.301	0.434	857.711	0.327	0.465
S24	0.524	1.113	0.278	234.051	0.255	0.576

Anexo IX. Índices biológicos para septiembre

	Diversidad Margalef	Diversidad Shannon Weiner	Equidad	Diversidad MacIntouch	Dominancia	Diversidad Simpson
	$I=(S-1)/\ln(n)$	$H=-\sum p_i \log p_i$	$E= H'/\ln S$	$U=\sqrt{(\sum n_i^2)}$	$UE=N-U/N-\sqrt{N}$	$D=\sum n_i(n_i-1)/N(N-1)$
S1	1.824	2.028	0.203	84.629	0.427	0.366
S2	0.558	0.365	0.122	34.029	0.066	0.890
S3	2.114	2.172	0.181	95.184	0.515	0.270
S4	2.020	1.886	0.189	46.163	0.519	0.280
S5	1.007	1.360	0.272	36.318	0.365	0.459
S6	0.943	1.121	0.187	146.997	0.289	0.533
S7	1.595	1.874	0.312	12.649	0.569	0.273
S8	1.314	1.537	0.307	12.728	0.504	0.338
S9	1.747	2.404	0.300	24.940	0.632	0.191
S10	1.885	1.974	0.247	21.024	0.577	0.246
S11	2.574	2.137	0.214	16.062	0.621	0.216
S12	1.221	1.663	0.277	33.660	0.504	0.304
S13	1.306	1.355	0.226	28.513	0.446	0.372
S14	1.306	1.355	0.226	28.513	0.446	0.372
S15	2.203	2.200	0.275	10.770	0.693	0.170
S16	0.834	1.100	0.220	88.119	0.299	0.526
S17	0.841	1.090	0.182	266.666	0.318	0.486
S18	2.860	2.529	0.230	17.059	0.585	0.244
S19	1.116	1.327	0.265	22.672	0.444	0.381
S20	0.906	1.035	0.148	529.746	0.305	0.498
S21	1.225	1.382	0.197	88.561	0.371	0.433
S22	1.449	1.442	0.160	169.024	0.346	0.455
S23	1.614	1.498	0.150	156.525	0.434	0.349
S24	1.924	1.656	0.331	3.464	0.877	0.107

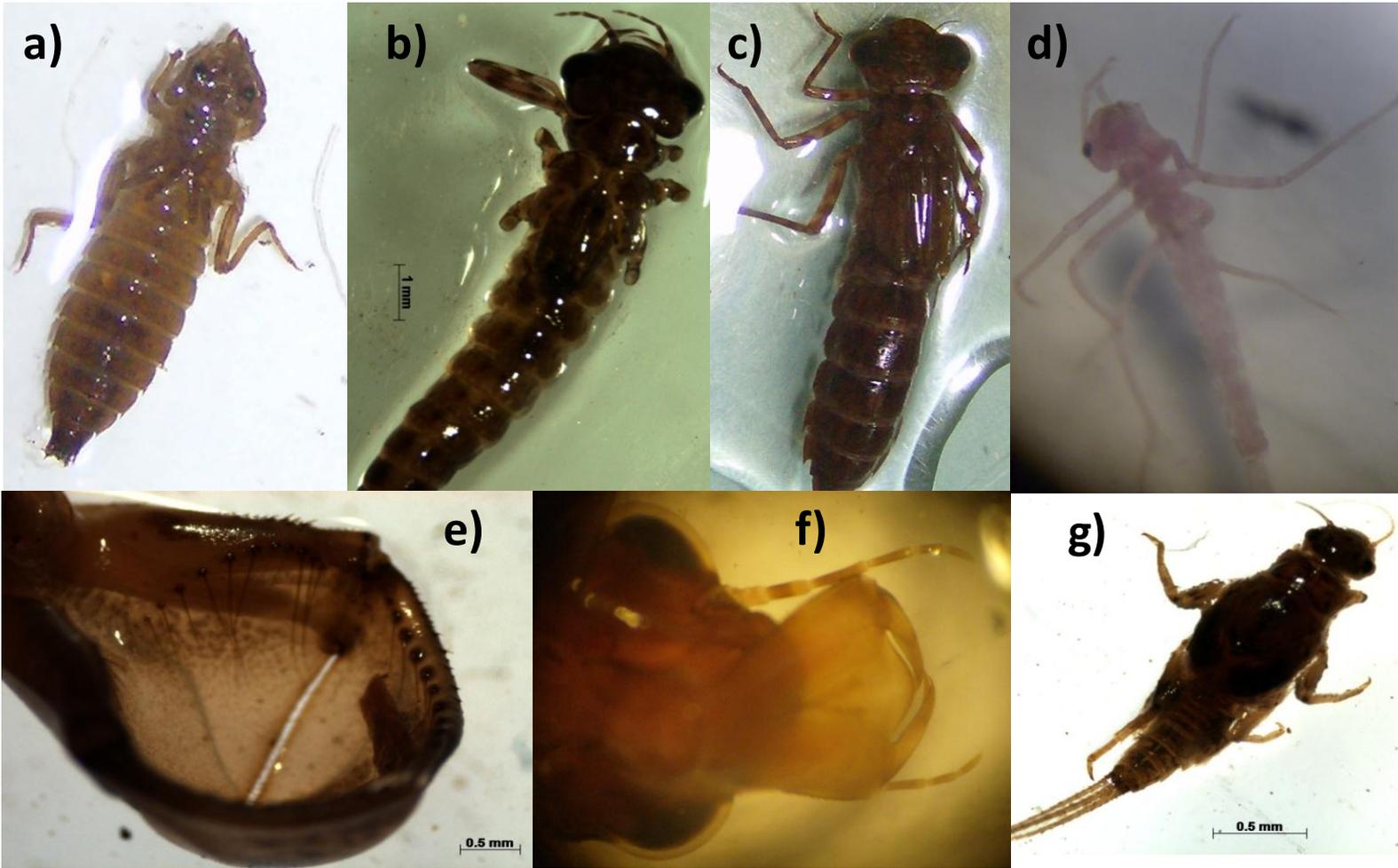
Anexo IX. Índices biológicos para diciembre

	Diversidad Margalef	Diversidad Shannon Weiner	Equidad	Diversidad MacIntouch	Dominancia	Diversidad Simpson
	$I=(S-1)/\ln(n)$	$H=-\sum p_i \log p_i$	$E= H'/\ln S$	$U=\sqrt{(\sum n_i^2)}$	$UE=N-U/N-\sqrt{N}$	$D=\sum n_i(n_i-1)/N(N-1)$
S1	1.794	1.354	0.104	619.882	0.235	0.597
S2	1.298	1.854	0.206	274.033	0.442	0.333
S3	1.964	0.327	0.017	9206.632	0.036	0.929
S4	1.375	1.694	0.282	23.958	0.441	0.381
S5	0.779	1.648	0.412	27.550	0.485	0.329
S6	1.051	1.186	0.169	236.263	0.231	0.611
S7	1.001	1.461	0.365	12.884	0.458	0.384
S8	1.649	2.084	0.298	20.591	0.547	0.275
S9	1.062	0.971	0.139	237.807	0.173	0.700
S10	1.780	2.299	0.287	26.173	0.566	0.249
S11	1.535	2.197	0.366	13.115	0.616	0.225
S12	0.687	1.123	0.281	61.262	0.253	0.596
S13	1.050	1.428	0.238	78.096	0.366	0.441
S14	1.050	1.428	0.238	78.096	0.366	0.441
S15	0.241	0.947	0.473	46.141	0.306	0.529
S16	0.656	0.958	0.160	1494.505	0.271	0.540
S17	0.240	0.535	0.178	3733.766	0.114	0.789
S18	0.319	0.755	0.378	18.682	0.237	0.644
S19	1.093	1.985	0.331	53.470	0.499	0.297
S20	0.776	1.157	0.193	448.183	0.302	0.504
S21	2.201	2.099	0.175	86.545	0.452	0.337
S22	1.375	1.941	0.324	18.330	0.618	0.215
S23	1.326	2.044	0.256	107.145	0.488	0.295
S24	1.276	1.400	0.200	76.935	0.332	0.485

Anexo IX. Índices biológicos para marzo

	Diversidad Margalef	Diversidad Shannon Weiner	Equidad	Diversidad MacIntouch	Dominancia	Diversidad Simpson
	$I=(S-1)/\ln(n)$	$H=-\sum p_i \log p_i$	$E= H'/\ln S$	$U=\sqrt{(\sum n_i^2)}$	$UE=N-U/N-\sqrt{N}$	$D=\sum n_i(n_i-1)/N(N-1)$
S1	0.937	0.513	0.057	4527.968	0.116	0.784
S2	2.134	1.857	0.143	173.323	0.398	0.389
S3	1.778	2.151	0.154	891.688	0.416	0.353
S4	2.093	1.145	0.088	243.553	0.225	0.620
S5	2.418	1.821	0.130	141.954	0.368	0.429
S6	1.944	1.030	0.086	242.854	0.163	0.715
S7	0.672	1.211	0.303	64.985	0.283	0.553
S8	1.628	0.913	0.083	251.372	0.483	0.290
S9	1.115	1.621	0.232	129.155	0.434	0.351
S10	1.007	0.777	0.111	327.991	0.158	0.721
S11	1.408	1.363	0.195	32.435	0.616	0.202
S12	1.246	1.042	0.116	410.212	0.345	0.447
S13	1.257	1.260	0.157	200.928	0.248	0.587
S14	1.257	1.260	0.157	200.928	0.248	0.587
S15	0.334	0.286	0.143	19.026	0.063	0.900
S16	0.322	0.332	0.111	470.834	0.059	0.890
S17	0.942	1.078	0.216	55.821	0.230	0.631
S18	1.365	1.401	0.350	5.099	0.650	0.250
S19	0.995	1.364	0.195	285.491	0.328	0.472
S20	1.237	1.039	0.148	65.361	0.537	0.258
S21	1.820	1.585	0.528	1.732	1.000	0.000
S22	0.000	0.000	0.000	3.000	0.000	1.000
S23	1.527	1.772	0.221	62.769	0.400	0.404
S24	1.889	1.331	0.089	1113.305	0.336	0.451

Anexo X. Comunidad de macroinvertebrados del río Duero



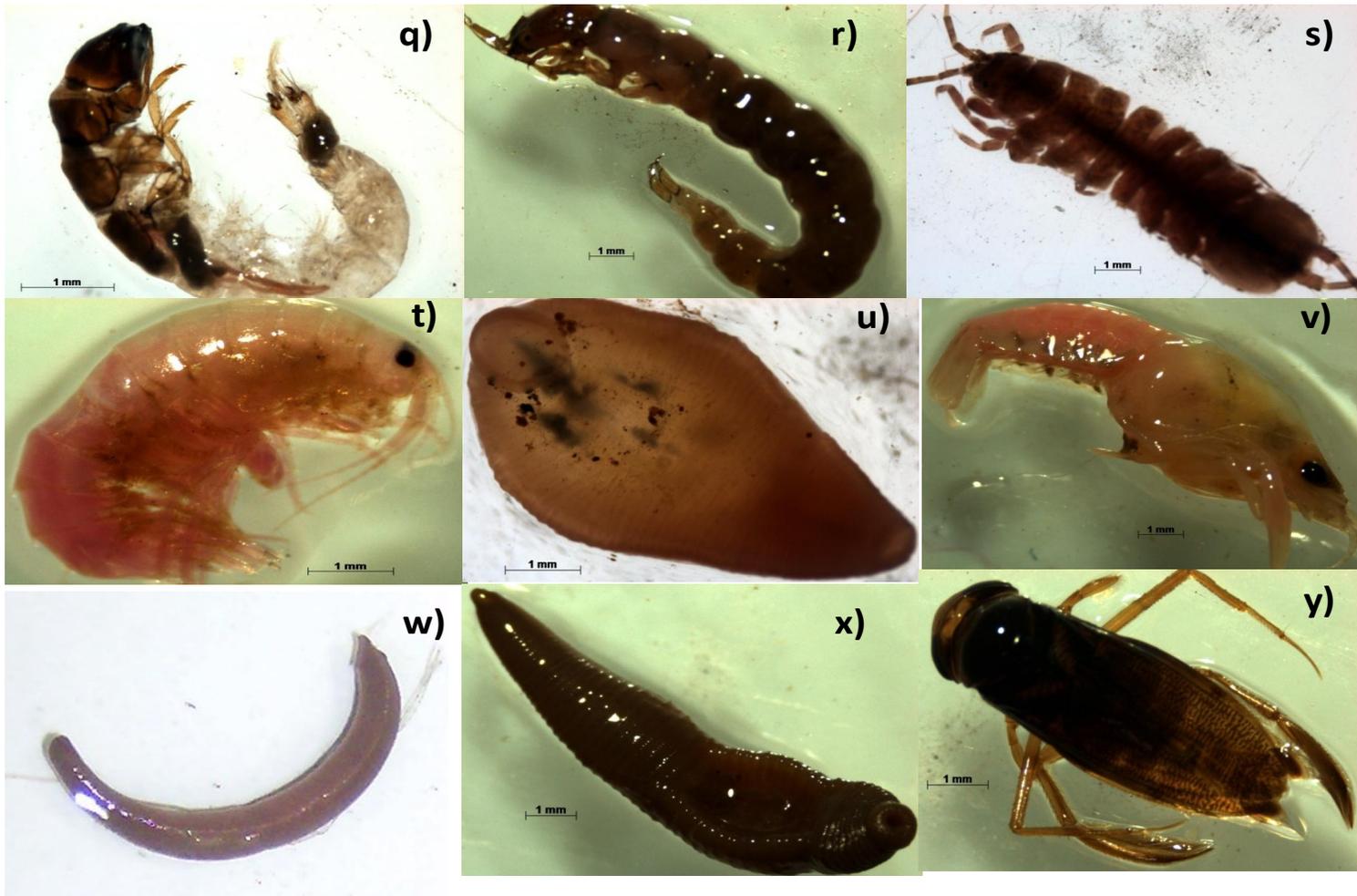
a) *Espetogomphus* sp.; b) y c) *Aeschna* sp.; d) *Argia* sp.; e) aparato bucal de *Espetogomphus* sp; f) aparato bucal de *Aeschna* sp; g) *Caenis* sp.

Anexo X. Continuación: Comunidad de macroinvertebrados del río Duero



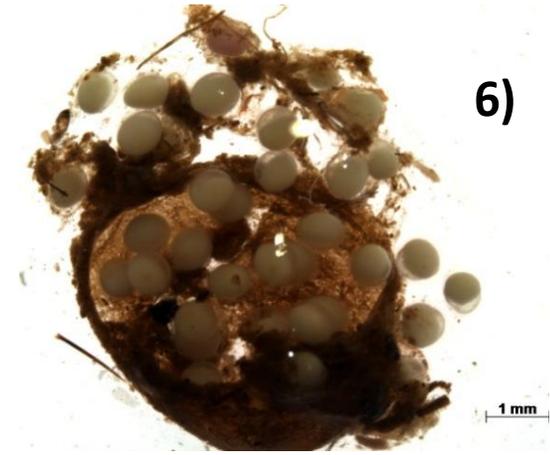
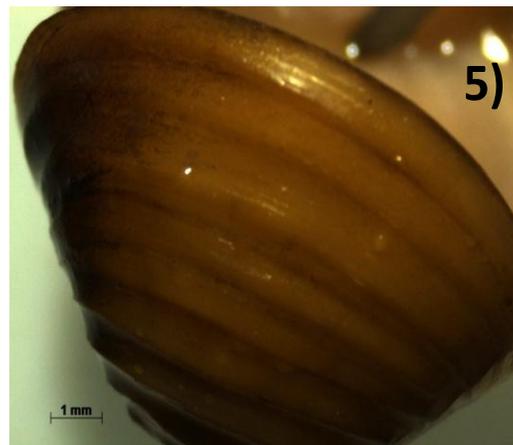
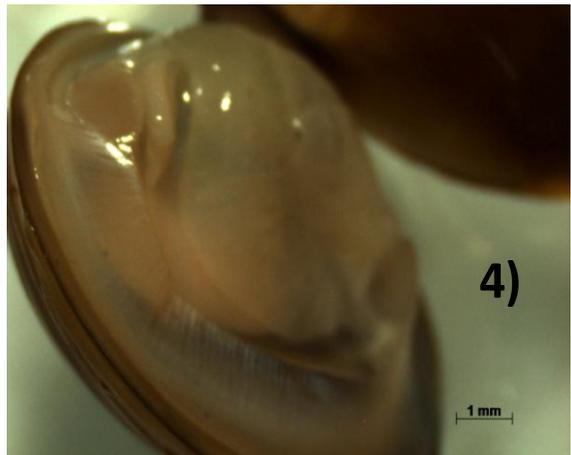
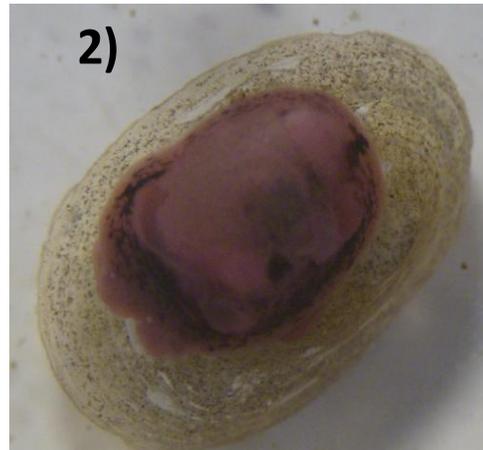
h) *Chironomus sp.*; i) pupa de psycodidae ; j) larva de *Dasyhelea sp.*; k) larva de *Pentaneura sp.*; l) y m) pupas de chironomidae; n) larva de psycodidae; o) y p) lasvas de chironomidae.

Anexo X. Continuación: Comunidad de macroinvertebrados del río Duero



q) *Hydropsyche* sp.; r) *Polycentropus* sp.; s) *Asellus* sp.; t) *Gammarus* sp.; u) *Helobdella* sp.; v) *Cambarellus* sp.; w) y x) *Moreobdella* sp.; y) corixidae.

Anexo X. Continuación: Comunidad de macroinvertebrados del río Duero



1) *Physa* sp.; 2) *Ferrisia* sp.; 3) *Pisidium* sp.; 4) y 5) *Eupera* sp.; 6) huevos de macroinvertebrados.