

Evaluación de la calidad del agua en un río subtropical y tributarios utilizando índices fisicoquímicos y macroinvertebrados acuáticos

Water quality assessment in a subtropical river and tributaries combining physicochemical and aquatic macroinvertebrates

Luis Fernando Gudiño-Sosa¹, Carlos Escalera-Gallardo¹, Gustavo Cruz-Cárdenas^{1*}, Rodrigo Moncayo-Estrada², José Teodoro Silva-García¹, Rebeca Flores-Magallón¹, Miriam Damián-Arroyo³, Marco Antonio Chávez-Tinoco¹

Recibido: 24 de agosto de 2021.

Aceptado: 12 de marzo de 2022.

Publicado: Abril de 2022.

RESUMEN

Antecedentes. La evaluación de la integridad de un río involucra el análisis de diferentes aspectos de su entorno y del propio ecosistema. **Objetivos.** En el presente estudio se caracterizó la calidad abiótica y biótica del río Cupatitzio utilizando múltiples indicadores. **Métodos.** Se realizó un análisis de la cobertura de los diferentes usos del suelo en la cuenca, se registraron 16 variables fisicoquímicas del agua, se identificaron y cuantificaron los invertebrados acuáticos en 20 sitios. Se calcularon el índice de calidad del agua (NSF-WQI) y los índices biológicos (Shannon-Wiener, Pielou e Indicator Species Analysis) y se aplicaron métodos estadísticos multivariados. **Resultados.** La mayoría de los sitios presentan una importante cobertura de asentamientos humanos y agricultura con el menor valor para la vegetación natural. En consecuencia, el inicio del río presentó una modificación en su cauce lo que redujo el valor de los indicadores biológicos. La calidad del agua es mayormente media, relacionada a la presencia de materia orgánica con altos valores de Demanda Bioquímica de Oxígeno (máximo de 22.82 mg/L) y nutrientes (máximos de NO₃ de 12.39 mg/L y NH₄ de 7.31 mg/L). Las familias dominantes fueron Chironomidae, Lumbriculidae, Gammaridae y Baetidae. Se detectó una diferencia significativa tanto espacial como temporal en la abundancia de las familias (A=0.061, P=0.0007 y A=0.247, P=0.000008, respectivamente). Se identificaron 6 de las 77 familias como indicadores significativos. **Conclusiones.** Solo en estiaje se presentó más concordancia entre la calidad ambiental y los macroinvertebrados indicadores. Se presenta un protocolo de análisis para su implementación en otros ecosistemas acuáticos y se ve la necesidad de incorporar otros índices de indicadores biológicos (p. ej., BMWP) calibrados y validados para mejorar la interpretación.

Palabras clave: estadísticos multivariados, familias, índices biológicos, NSF-WQI, usos de suelo, río Cupatitzio.

¹ CII DIR Unidad Michoacán, COFAA, Instituto Politécnico Nacional. Justo Sierra No. 28, Jiquilpan, Michoacán, 59510. México

² Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. Av. Instituto Politécnico Nacional s/n, Col. Playa Palo de Santa Rita, La Paz, B.C.S., 23096. México

³ Universidad de La Ciénega del Estado de Michoacán de Ocampo. Av. Universidad 3000, col. Lomas de la Universidad, Sahuayo, Michoacán, 59000. México

*Corresponding author:

Gustavo Cruz-Cárdenas: e-mail: guscruz@ipn.mx; gustavo.cruz.cardenas@gmail.com

To quote as:

Gudiño-Sosa, L. F., C. Escalera-Gallardo, G. Cruz-Cárdenas, R. Moncayo-Estrada, J. T. Silva-García, R. Flores-Magallón, M. Damián-Arroyo & M. A. Chávez-Tinoco. 2022. Evaluación de la calidad del agua en un río subtropical y tributarios utilizando índices fisicoquímicos y macroinvertebrados acuáticos. *Hidrobiológica* 32 (1): 33-50.

DOI:10.24275/uam/izt/dobs/hidro/2022v32n1/Gudiño

ABSTRACT

Background. The evaluation of the integrity of a river involves the analysis of different aspects of its environment and the ecosystem itself. **Goal.** In the present study, the abiotic and biotic quality of the Cupatitzio river was characterized using multiple indicators. **Methods.** An analysis of the coverage of the different land uses in the basin was carried out, 16 physicochemical variables of the water were measured, and aquatic invertebrates were identified and quantified in 20 monitoring sites. Water quality index (NSF-WQI) and biological indices (Shannon-Wiener, Pielou, and Indicator Species Analysis) were calculated, and multivariate statistical methods were applied. **Results.** Most of the sites present an important coverage of human settlements and agriculture, and the lowest value for natural vegetation. Consequently, the beginning of the river presented a modification in its channel which reduced the value of biological indicators. Overall water quality is medium for the river, related to the presence of organic matter with high values of Biochemical Oxygen Demand (maximum 22.82 mg/L) and nutrients (maximum NO₃ of 12.39 mg/L and NH₄ of 7.31 mg/L). The dominant families were Chironomidae, Lumbriculidae, Gammaridae, and Baetidae. A significant spatial and temporal difference in family abundance was detected (A=0.061, P=0.0007, and A=0.247, P=0.000008, respectively).

Six of the 77 families were identified as significant indicators. **Conclusions.** Only at dry season there was more concordance between environmental quality and aquatic organisms' indicators. A protocol of the analyses is presented for implementation in other aquatic ecosystems and it is recommended the necessity to calibrate and validate biological indicator indices (e. g., BMWP) to improve interpretation.

Keywords: biological indices, families, land uses, multivariate statistics, NSF-WQI, Cupatitzio River.

INTRODUCCIÓN

Dentro de los recursos hídricos más importantes porque brindan diferentes servicios ambientales están las aguas superficiales en los que encontramos los ríos y arroyos (Wetzel, 2001; Tarbuck *et al.*, 2005; Fang & Jawitz, 2019). El hombre los ha utilizado desde la antigüedad para realizar diversas actividades sociales, económicas y recreativas. Sin embargo, por su complejidad en ocasiones no se han planificado adecuadamente lo que genera un deterioro y contaminación de los cuerpos de agua (Tarbuck *et al.*, 2005; Berger *et al.*, 2017). Además de los impactos ambientales locales se incluyen los regionales a nivel de cuenca, donde se encuentra el cambio de uso del suelo por el establecimiento de zonas urbanas en sus inmediaciones, y las actividades agrícolas y ganaderas, así como los cambios climáticos globales, y otros aspectos que han recibido una atención creciente por parte de la comunidad científica (Behmel *et al.*, 2016; Ruiz-Picos *et al.*, 2017).

Para la evaluación de la degradación de los ecosistemas acuáticos se han desarrollado herramientas como los índices de calidad del agua (Gitau *et al.*, 2016; Sutadian *et al.*, 2016). Estos tienen la cualidad de derivar de manera efectiva un solo valor, a partir de numerosas variables fisicoquímicas, que refleja el nivel de calidad del agua, eliminando así las diferencias entre las variables utilizadas individualmente (Wu *et al.*, 2017). Además, los índices de calidad del agua se han aplicado ampliamente para evaluar aguas superficiales en diferentes lugares (e.g., Şener *et al.*, 2017) y algunos de ellos se han establecido en las normas oficiales de diferentes países (AENOR-UNE, 2007; EPA, 2019).

Otros indicadores que permiten caracterizar el ecosistema y determinar la magnitud de los impactos son las comunidades bióticas acuáticas, particularmente los macroinvertebrados bentónicos (Rolán-Pérez, 1999, 2016; Laini *et al.*, 2018). Estos organismos son de fácil muestreo y no se necesita de una alta inversión económica, presentan parte o todo su ciclo de vida dentro del cuerpo de agua y son organismos centinelas con escasa capacidad de movimiento (Cotler *et al.*, 2006; Keke *et al.*, 2017). En general, los macroinvertebrados responden de diferente manera a los agentes contaminantes favoreciendo la detección de las alteraciones en tiempo hábil y abarcando diferentes hábitats (Cotler *et al.*, 2006; Osoz *et al.*, 2011). Se han empleado algunos índices ecológicos tradicionales aplicados a los macroinvertebrados, como respuesta integral en un solo valor acerca de la condición del sitio (Ruiz-Picos *et al.*, 2016).

En el presente estudio se toma como ejemplo el río Cupatitzio y tributarios, donde se llevan a cabo diferentes actividades antropogénicas que ocasionan un deterioro del cuerpo de agua (Pureco, 2016). Dentro de las más importantes son el desarrollo de varias zonas urbanas, la generación de energía eléctrica que promueve la alteración hidrológica, la producción industrial y agropecuaria que vierten sus aguas residuales sin tratamiento y el turismo (Ortega *et al.*, 2013; 2015; Ruiz-Picos

et al., 2017). Esto genera un mosaico de usos de suelo cuya influencia en el río se puede describir a través del impacto en la calidad del agua y la comunidad de macroinvertebrados. El objetivo es determinar el nivel de degradación ecológica de un río subtropical y sus afluentes considerando la interrelación entre las variables abióticas y bióticas a través del tiempo y el espacio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. La Subcuenca del río Cupatitzio se encuentra dentro de la región hidrológica del río Balsas y de la cuenca del río Tepalcatpec-Infiernillo (Ortega *et al.*, 2015). Se sitúa en la parte occidental y central del estado de Michoacán (19° 25' 01.97" norte y -102° 03' 01.30" oeste; Fig. 1) con una superficie de 2,815 km². Está localizada en la pendiente sur de la Sierra de Uruapan, dentro de los municipios de Uruapan, Gabriel Zamora, Lombardía y Nueva Italia (Ortega *et al.*, 2015; Pureco, 2016). El río Cupatitzio tiene una longitud de 52 km lineales, nace a 1,640 msnm en el Parque Nacional Barranca del Cupatitzio y termina a los 443 msnm cuando se une al río El Márquez el cual desemboca en la presa El Infiernillo.

Uso de suelo y vegetación. Se emplearon los datos vectoriales de capa de uso de suelo y vegetación de la serie VI (INEGI, 2017). Se identificaron ocho diferentes tipos de uso de suelo que incluyeron: Asentamientos humanos (AH); vegetación secundaria arbustiva de bosque de pino-encino (VSa/BPE); agricultura de temporal (AT); pastizal inducido (PI); agricultura de riego (AR); bosque de pino-encino (BPE); cuerpo de agua (CA) y vegetación secundaria arbustiva de selva baja caducifolia y de bosque de pino-encino (VSSBC/VSSBPE). Se aplicó la metodología de Barbour *et al.* (1999) para determinar el porcentaje de influencia del tipo de vegetación en el cauce del río.

Sitios de muestreo, análisis de campo y laboratorio. Se establecieron 20 sitios de muestreo distribuidos a lo largo del río, ubicados de acuerdo con los impactos que recibe y las actividades que se realizan en sus inmediaciones (11.6 m² área de captura) (Anexo1). Los sitios comprenden la cabecera del río y aquellos lugares donde nace agua de manantiales, seguido del recorrido por la zona urbana, hasta su desembocadura. Los muestreos se realizaron de manera cuatrimestral, cubriendo la temporada de estiaje, lluvias y después de lluvias (mayo y septiembre 2016, y enero 2017, respectivamente). En cada sitio se registraron 16 variables fisicoquímicas (Tabla 2), nueve se determinaron en campo con un multisenor Hydrolab DS5 (temperatura, conductividad eléctrica, pH, cloruros, sólidos totales disueltos, turbiedad, oxígeno disuelto y salinidad) y con un flujómetro (flujo). Siete se analizaron en laboratorio, para lo cual se recolectaron 2.5 L de agua en frascos ámbar de plástico para determinar demanda bioquímica de oxígeno (BOD₅; NMX-AA-028-SCFI-2001), demanda química de oxígeno (COD; NMX-AA-030-1-SCFI-2012), Amonio (NH₄; NMX-AA-026-SCFI-2010), Nitratos (NO₃; NMX-AA-079-SCFI-2001) y fósforo total (TP NMX-AA-029-SCFI-2001). Así como 500 mL de agua en frascos de vidrio esterilizados previamente, a partir de los que se determinaron coliformes totales y fecales (TotC y FecC; NMX-AA-042-SCFI-2015). Las muestras fueron conservadas a 4°C para su posterior análisis en el laboratorio de acuerdo con los criterios de Rice *et al.* (2017). Las muestras biológicas se tomaron con una red manual tipo Surber (marco rectangular de 25.4 x 45.7 cm, con un área de boca 1,160.7 cm² y abertura de malla de 365 µm) por arrastre durante 5 a 10 minutos, se lavaron para eliminar el exceso de arcillas en una cubeta con fondo de tamiz de 420 µm y se

conservaron en alcohol al 70% en frascos de plástico con capacidad de dos litros. Los organismos se identificaron por medio de diferentes claves taxonómicas (Pennak, 1978; Merritt *et al.*, 2008; Thorp & Covich, 2009).

Índices biológicos e índices de calidad del agua. Se determinó la dominancia global de las especies por temporada por medio del Índice de Valor Biológico propuesto por Sanders (Loya-Salinas & Escofet, 1990). $BVSI_j = \sum_{i=1}^S w_x x_{ij}$ Donde, i = especie i de un total de S especies, j = evento de muestreo de un total de m eventos, x_{ij} : intervalo de importancia relativa de la especie i en el evento de muestreo j y w_x : valor ponderal para el intervalo de importancia x . Se calcularon para cada uno de los sitios la riqueza de especies y los índices ecológicos clásicos de Shannon ($H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$, donde: S = número de especies p_i = es la proporción de individuos de cada especie i) e igualdad de Pielou ($J' = \frac{H'}{H'_{máx}}$), donde: H' = diversidad de las especies, $H'_{máx}$ = diversidad máxima de las especies = $\log_2 S$ y S = número total de especies). Los resultados de la dominancia se obtuvieron con el paquete Rbvi y los índices con el paquete vegan en el programa R (R Core Team, 2019).

La calidad del agua se calculó de acuerdo con el índice propuesto por la National Sanitation Foundation (1978, índice NSF-WQI) por medio de la fórmula: $\prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$. Donde, n = número de variables medidas de la calidad del agua, w_i = peso específico que se asigna a cada variable i , que se pondera entre 0 y 1, de tal forma que se cumpla que la sumatoria sea igual a uno, q_i = calidad de la variable i . Los resultados se agrupan en diferentes intervalos que corresponden a distintas categorías de

la calidad del agua: 91-100 es Excelente, 71-90 es Buena, 51-70 es Media, 26-50 es Mala y <25 es Muy Mala.

Análisis estadísticos. Se exploró las variables fisicoquímicas agua del río y el uso del suelo en los diferentes sitios por medio de un análisis de componentes principales (PCA). Se realizaron análisis de varianza, (ANOVA) de una vía con los datos de las variables fisicoquímicas para identificar diferencias estadísticamente significativas de cada una de ellas entre temporadas ($\alpha=0.05$). Se implementó un Procedimiento de Permutación Multirespuesta (MRPP) que representa una aproximación no paramétrica para determinar si no hay diferencias en la abundancia de las familias entre meses y sitios. Para el análisis se utilizaron matrices de similitud Relativas de Sorensen con la distancia en intervalos y probando la significancia estadística con 5000 permutaciones. Además, se hizo un Análisis de Especies Indicadoras (ISA) que es un indicador simétrico de la ocurrencia y la abundancia, para determinar cuáles son las familias responsables de la diferencia entre sitios (Dufréne & Legendre, 1997). Para determinar la relación de las variables abióticas (variables fisicoquímicas) con las bióticas (abundancia de macroinvertebrados) se realizaron análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS). Previo al análisis se implementaron correlaciones entre las variables y componentes principales para identificar posibles redundancias en los valores. El PCA se desarrolló por medio de la función prcomp y el NMDS con la función metaMDS en el paquete vegan del programa R (R Core Team, 2019), el análisis MRPP e ISA se obtuvieron con el programa PC-ORD (v.6; McCune & Mefford, 2006).

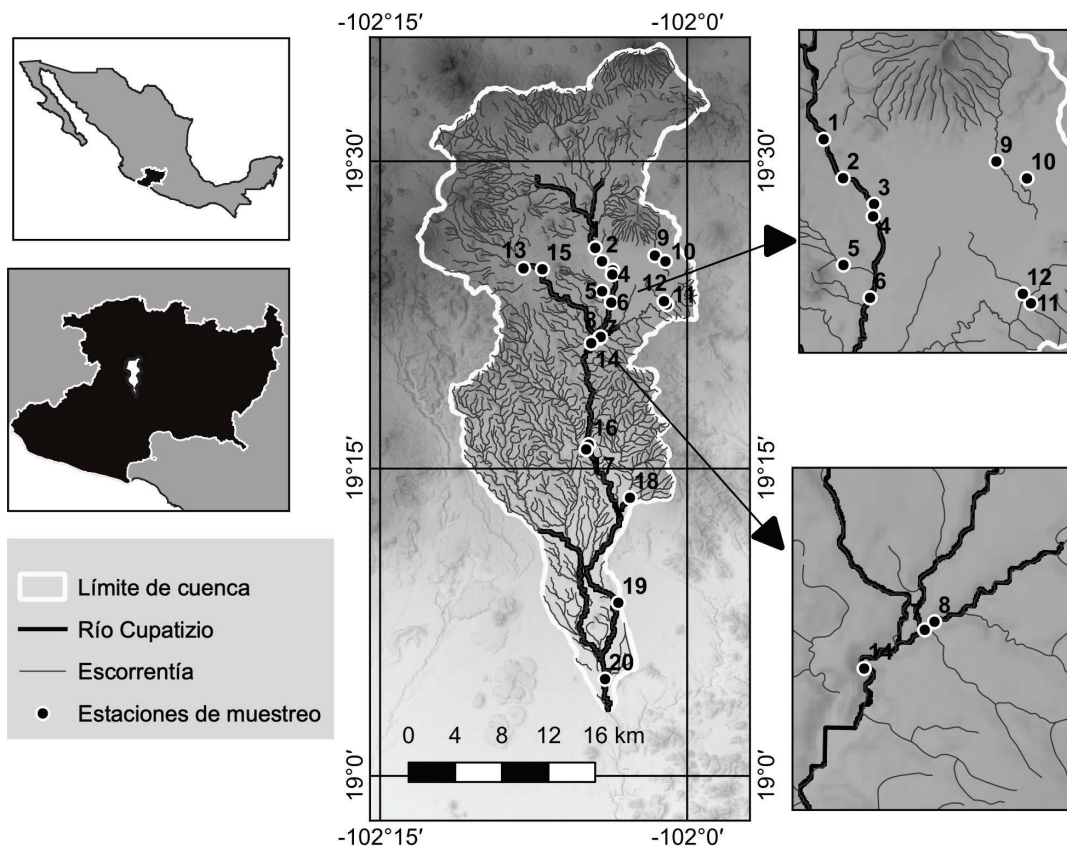


Figura 1. Área de estudio y localización de los sitios.

RESULTADOS

Uso del suelo. Seis de los veinte sitios presentaron valores de porcentaje de cobertura de los asentamientos urbanos arriba del 95%, principalmente en el inicio del río. La agricultura de temporal fue el siguiente uso del suelo más representativo donde cinco sitios tuvieron coberturas arriba del 55%. Posteriormente, la categoría vegetación secundaria arbustiva de bosque de pino-encino presentó en tres sitios una cobertura arriba del 70%. Los que menores valores de cobertura presentaron fueron el bosque de pino-encino (dos sitios con menos del 17%) y cuerpo de agua (dos sitios con menos del 50%) (Tabla 1).

Variables fisicoquímicas del agua y su interacción con el uso del suelo. Los valores promedio de las variables fisicoquímicas en los 20 sitios para cada período de monitoreo se muestran en la Tabla 2. A pesar de que en algunas variables no se presenta diferencia estadística, lo cual está relacionado a los valores de cada uno de los sitios dentro de cada periodo, sí se identifica una tendencia clara en la media. Algunos ejemplos que muestran mayor variabilidad son demanda química de

oxígeno, nitratos, cloruros, turbiedad, coliformes fecales y totales y flujo de agua. (Anexo 2).

Los resultados del PCA muestran un gradiente ambiental relacionado con el primer componente (29% de la varianza explicada) (Fig. 2). Mayores valores en la concentración de oxígeno disuelto y menores valores de la BDO₅ y coliformes fecales hacia la derecha, donde se presenta el inicio o cerca del inicio del río (sitios 1 al 6 en zonas de manantiales). En contraste, hacia la izquierda del mismo componente, hay mayores valores de concentración de amonio y BOD₅ y se relacionan con drenajes de zonas urbanas y la agricultura de riego (sitios 9, 11 y 12). El segundo componente se relaciona más con el uso del suelo (15% de la varianza explicada). Hacia arriba se tienen los sitios más cercanos o inmersos en la zona urbana (i.e., Parque Nacional Barranca del Cupatitzio en la ciudad de Uruapan, donde se origina el río). Siguiendo hacia abajo en el mismo eje, donde están los sitios inmersos en zonas de vegetación secundaria, tanto de selva baja caducifolia como de bosque de pino-encino (sitios 16, 17 y 20).

Tabla 1. Cálculo de las áreas de cobertura en porcentaje de los diferentes usos del suelo identificados en los sitios de muestreo dentro de la cuenca del río Cupatitzio.

Sitios	AH	VSa/BPE	AT	PI	AR	BPE	CA	VSSBC/VSBPE
1	99.06	0.94	SC	SC	SC	SC	SC	SC
2	100	SC	SC	SC	SC	SC	SC	SC
3	100	SC	SC	SC	SC	SC	SC	SC
4	100	SC	SC	SC	SC	SC	SC	SC
5	42.63	9.76	47.61	SC	SC	SC	SC	SC
6	51.99	SC	48.01	SC	SC	SC	SC	SC
7	SC	40.77	59.23	SC	SC	SC	SC	SC
8	SC	33.23	66.77	SC	SC	SC	SC	SC
9	95.91	SC	4.09	SC	SC	SC	SC	SC
10	99.15	SC	0.85	SC	SC	SC	SC	SC
11	58.58	10.93	2.43	2.59	25.48	SC	SC	SC
12	74.24	0.31	SC	5.14	20.31	SC	SC	SC
13	36.13	SC	63.12	SC	SC	0.75	SC	SC
14	SC	71.32	22.5	SC	SC	SC	6.18	SC
15	4.92	SC	78.54	SC	SC	16.54	SC	SC
16	SC	78.61	5.84	15.55	SC	SC	SC	SC
17	SC	83.51	6.01	10.17	SC	SC	SC	0.32
18	SC	36.58	63.42	SC	SC	SC	SC	SC
19	SC	SC	SC	SC	50.94	SC	SC	49.06
20	SC	SC	SC	19.81	36.3	SC	SC	43.9

AH = Asentamientos humanos; VSa/BPE = vegetación secundaria arbustiva de bosque de pino-encino; AT = agricultura de temporal; PI = pastizal inducido; AR = agricultura de riego; BPE = bosque de pino-encino; CA = cuerpos de agua; VSSBC/VSBPE = vegetación secundaria arbustiva de selva baja caducifolia y de bosque de pino-encino y SC= sin cambio.

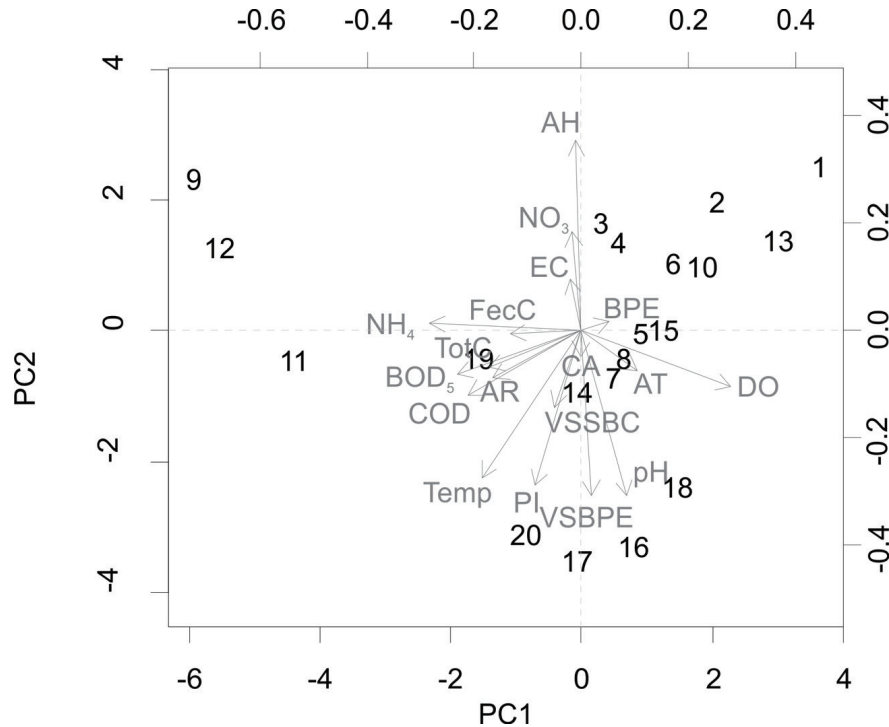


Figura 2. Análisis de componentes principales de las variables fisicoquímicas y de la cubierta del suelo relacionadas con los sitios de muestreo. Los números representan los sitios de muestreo. Temp = Temperatura del agua, DO = Oxígeno disuelto, BOD₅ = Demanda bioquímica de oxígeno, COD = Demanda química de oxígeno, EC = Conductividad eléctrica, NH₄ = Amonio, NO₃ = Nitratos, TotC = Coliformes totales y FecC = Coliformes fecales. AH = Asentamientos humanos; VSa/BPE = vegetación secundaria arbustiva de bosque de pino-encino; AT = agricultura de temporal; PI = pastizal inducido; AR = agricultura de riego; BPE = bosque de pino-encino; CA = cuerpos de agua y VSSBC/VSSBPE = vegetación secundaria arbustiva de selva baja caducifolia y de bosque de pino-encino.

Índice de calidad del agua. Las variables fisicoquímicas mostraron una variación temporal, lo cual se ve reflejado en el índice de calidad del agua (NSF-WQI) con valores entre 51 a 70 (Fig. 3). La mayor parte de los sitios caen en una clasificación del agua media con 70% en estiaje, 80% en lluvias y 70% después de lluvias. Entre un 15 a 20% presentó calidad buena (sitios 1 al 3 y 13) y 15% de calidad mala. Solo el sitio nueve presentó una calidad mala en las tres temporadas, seguido de los sitios 11 y 12 con calidad mala en dos temporadas (Fig. 3). El sitio uno en la temporada de estiaje (mayo) fue el único que obtuvo calidad excelente en todo el estudio y el sitio 13 tuvo buena calidad en las tres temporadas. Con respecto a los tributarios (manantiales, canales, arroyos y ríos), algunos promovieron una mejor calidad del recurso por su entrada al río. Tal es el caso del arroyo Tarecho con calidad media (sitio 3), el río Infiernillo con una calidad media (sitio 5), manantial y río Los Conejos con una calidad buena (sitio 13), la presa Caltzontzin en el balneario Villa Paraíso con calidad buena (sitio 9) y el río Jicalán Viejo con calidad media (17). En contraste, otros deterioraron la calidad del agua como el canal de la hidroeléctrica Zumpimito con calidad media (sitio 12), canal San Francisco con calidad mala por presentarse las descargas del rastro municipal (sitio 11), el arroyo La Cofradía con calidad mala (sitio 8) y el canal de la hidroeléctrica Cupatitzio con calidad media (sitio 16) al cual se une el canal de lixiviados del relleno sanitario municipal.

Dominancia y diversidad de macroinvertebrados. Un total de 81,806 macroinvertebrados bentónicos se colectaron en este estudio, con un

56.15% para el primer periodo (mayo 2016) clasificados en 21 órdenes, 9 clases y 56 familias, un 13.38% para el segundo periodo (septiembre 2016) clasificados en 20 órdenes, 9 clases y 54 familias, y un 30.47% para el tercer periodo (enero 2017) clasificados en 20 órdenes, 9 clases y 57 familias. (Anexo 3). Los valores de abundancia mostraron diferencias significativas entre los meses ($A=0.061$, $P=0.0007$) y sitios ($A=0.247$, $P=0.00008$). Particularmente, se diferenció la época de secas de las lluvias ($A=0.075$, $P=0.0005$) y el periodo intermedio con las lluvias ($A=0.036$, $P=0.014$). Por su parte, los sitios que más difirieron de otros fueron los que se encuentran hacia la cuenca baja y son el 18 (con 14 sitios), el 19 (con 13 sitios) y el 16 (con 11 sitios; Tabla 5).

En términos de dominancia, el índice biológico de Sanders (BVIS) destacó como las familias más importantes a Chironomidae y Lumbriculidae en ese orden durante las tres temporadas. Otras familias que también dominaron fueron Ostracoda, Gammaridae, Baetidae e Hydracarina (Hydrachnididae). Por su parte, la familia Ceratopogonidae en mayo, Tanyptodinae en septiembre y Gomphidae en enero tuvieron los valores más bajos (Fig. 4). En el análisis de las especies indicadoras, solo 6 de 77 familias son indicadores significativos (Tabla 4). El máximo número de familias por sitio fue de 29 y el mínimo fue de una familia. Los valores de los índices biológicos variaron de acuerdo con la temporada, siendo mayor el valor promedio para las lluvias (septiembre), mientras que el menor se presentó en el estiaje (mayo). La mayor diversidad H' se presentó en el sitio uno en septiembre (3.48), la mayor equidad J en el sitio cinco en el mes de enero (0.96; Tabla 3).

Tabla 2. Valores medios de los variables fisicoquímicos en los tres períodos de muestreo.

Variables	Mayo	Septiembre	Enero	P	EF	R ²
Temp (°C)	20.77	18.96	18.39	31e ⁻⁶	29.34	0.78
DO(mg/L)	8.65	9.28	9.43	17e ⁻¹¹	148.8	0.95
BOD ₅ (mg/L)	22.82	17.49	14.36	13 e ⁻²	10.03	0.54
COD(mg/L)	71.44	144.58	43.37	0.27	1.411	0.14
EC (mS/cm)	219.73	148.54	218.10	53e ⁻⁷	37.99	0.82
NH ₄ (mg/L)	7.31	0.96	2.65	35e ⁻⁴	13.14	0.61
NO ₃ (mg/L)	5.88	4.88	12.39	0.48	3.64	0.30
pH (units)	7.36	7.46	7.64	26e ⁻²	8.61	0.50
Cl (mg/L)	15.23	5.40	6.53	0.23	1.579	0.16
TDS (ppm)	0.1597	0.1389	0.1494	92e ⁻⁴	10.83	0.56
Turb (ntu)	460.62	118.51	114.88	0.085	2.859	0.25
TotC (UFC/100 mL)	34x10 ⁶	22x10 ⁶	23x10 ⁷	0.693	0.3747	0.042
FecC (UFC/100 mL)	39x10 ⁴	41x10 ⁵	23x10 ⁶	0.078	2.963	0.26
TP (mg/L)	1.36	0.34	0.88	0.025	4.621	0.35
Fl (m ³ /s)	3.39	5.19	3.52	0.084	2.879	0.25
Sal (‰)	0.103	0.06	0.11	9e ⁻⁸	48.8	0.85

Incluimos el EF= Estadístico F con 17 grados de libertad, las diferencias significativas (P<0.05), y la R². Temp=Temperatura del agua, DO=Oxígeno disuelto, BOD₅= Demanda bioquímica de oxígeno, COD=Demanda química de oxígeno, EC=Conductividad eléctrica, NH₄=Amonio, NO₃=Nitratos, Cl=Cloruros, TDS=Sólidos disueltos totales, Turb=Turbiedad, TotC=Coliformes totales, FecC=Coliformes fecales, TP=Fósforo total, Fl=Flujo de agua y Sal=Salinidad.

Relación de variables fisicoquímicas y macroinvertebrados bentónicos. En la Figura 5a para el mes de mayo se muestra la relación entre las variables fisicoquímicas y la presencia de los macroinvertebrados (varianza acumulada de 33.37%). El primer eje se diferencia en la izquierda por la concentración de oxígeno disuelto, temperatura del agua y pH, encontrándose familias sensibles (indicadoras de buena calidad) como Polycentropodidae, Hydropsychidae, Libellulidae, Heptageniidae

y Gomphidae. Por su parte, hacia la derecha, en donde se encuentran los compuestos nitrogenados, cloruros, fosfatos, BOD₅ y COD, coliformes totales y fecales se encontraron familias tolerantes a resistentes (indicadoras de calidad mediana a mala) como Chironomidae, Lumbriculidae, Culicidae y Gammaridae debido a que se relacionan con la presencia de materia orgánica.

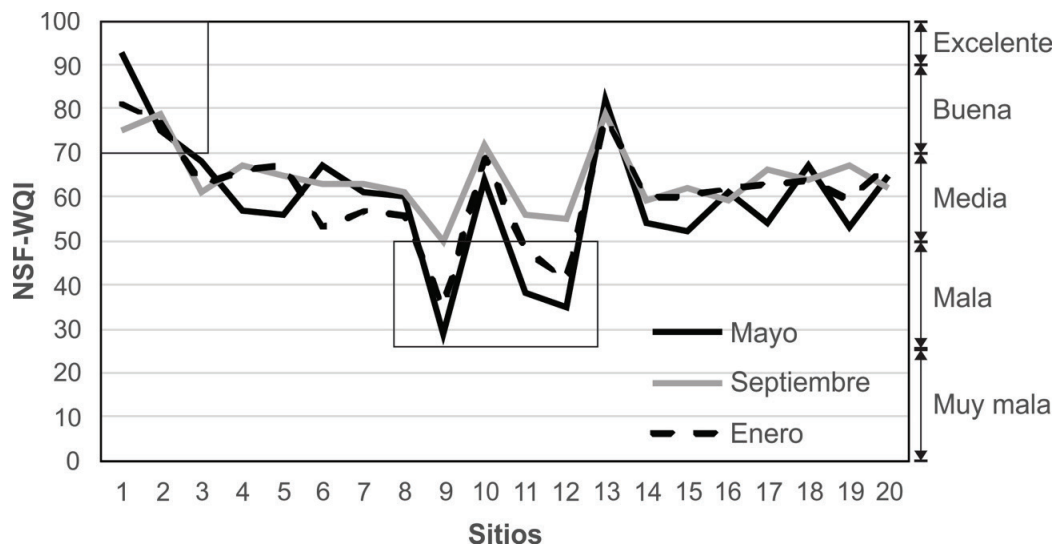


Figura 3. Valores del índice de calidad del agua obtenidos en las tres estaciones para cada sitio. Estiaje (mayo), temporada de lluvias (septiembre), y estiaje frío (enero). Rectángulos destacan los valores más altos y más bajos del índice.

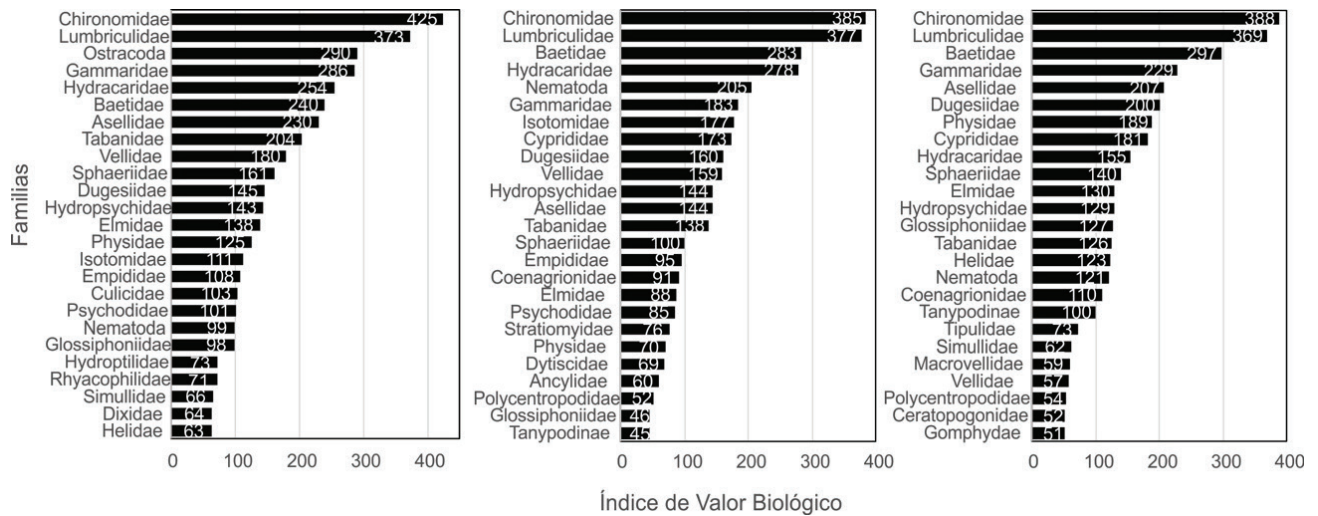


Figura 4. Índice biológico de Sanders (BVI) para cada familia de macroinvertebrados según los diferentes eventos de muestreo. De izquierda a derecha: mayo, septiembre y enero.

En el mes de septiembre, no existe una tendencia clara de relación entre variables fisicoquímicas y macroinvertebrados de acuerdo con su sensibilidad, tolerancia o resistencia (Fig. 5b, varianza acumulada de 29.98%). Mientras que algunos ejemplos de familias se distribuyen entre sensibles (cuadrante superior) y más tolerantes (cuadrante inferior) en el eje dos. Por su parte, la diferencia entre variables ambientales sigue más el eje uno con diferentes calidades ambientales como en el caso del mes de mayo. Esto se puede atribuir al efecto de dilución

por el temporal de lluvias, lo que ocasiona un aumento del volumen y la velocidad del agua. Sin embargo, con la escorrentía se espera un aumento de la turbiedad, sólidos totales disueltos y compuestos nitrogenados. Algunas familias se relacionan con la presencia de materia orgánica como Gammaridae, Lumbriculidae, Tipulidae, Psychodidae y Glossiphoniidae, además de los que se encuentran en condiciones más lúenticas y turbias como Corixidae.

Tabla 3. Valores de los índices biológicos de riqueza.

Periodo	Mayo			Septiembre			Enero		
	Sitios	S	H'	J	S	H'	J	S	H'
1	14	2.26	0.89	18	3.48	0.94	10	2.15	0.92
2	20	2.32	0.93	15	2.78	0.93	15	2.23	0.91
3	10	0.74	0.89	13	2.18	0.95	13	1.19	0.92
4	23	0.48	0.86	11	1.97	0.89	17	2.12	0.9
5	29	2.74	0.94	24	2.51	0.94	17	1.76	0.96
6	13	0.38	0.9	19	2.56	0.91	13	1.88	0.94
7	10	2.21	0.92	18	2.59	0.92	23	2.76	0.93
8	18	0.82	0.87	13	2.87	0.94	6	0.7	0.85
9	9	0.95	0.87	26	2.02	0.88	25	1.8	0.92
10	23	2.51	0.95	17	2.36	0.93	18	3	0.94
11	12	2.55	0.93	16	3.1	0.95	8	2.1	0.9
12	14	2.18	0.92	15	2.22	0.91	1	0	1
13	16	2.78	0.91	17	2.6	0.94	10	1.47	0.87
14	14	0.88	0.86	12	2.42	0.93	10	1.67	0.85
15	0	0	0	11	2.65	0.91	13	1.09	0.94
16	18	2.66	0.93	17	2.76	0.92	22	1.94	0.91
17	19	2.21	0.92	15	2.95	0.94	29	2.04	0.94
18	25	2.25	0.94	8	2.15	0.91	21	3.32	0.94
19	8	0.39	0.78	13	2.19	0.91	10	0.86	0.87
20	20	2.94	0.92	19	2.83	0.94	15	2.13	0.94

S= número de especies; índices H' = Shannon y J = Pielou.

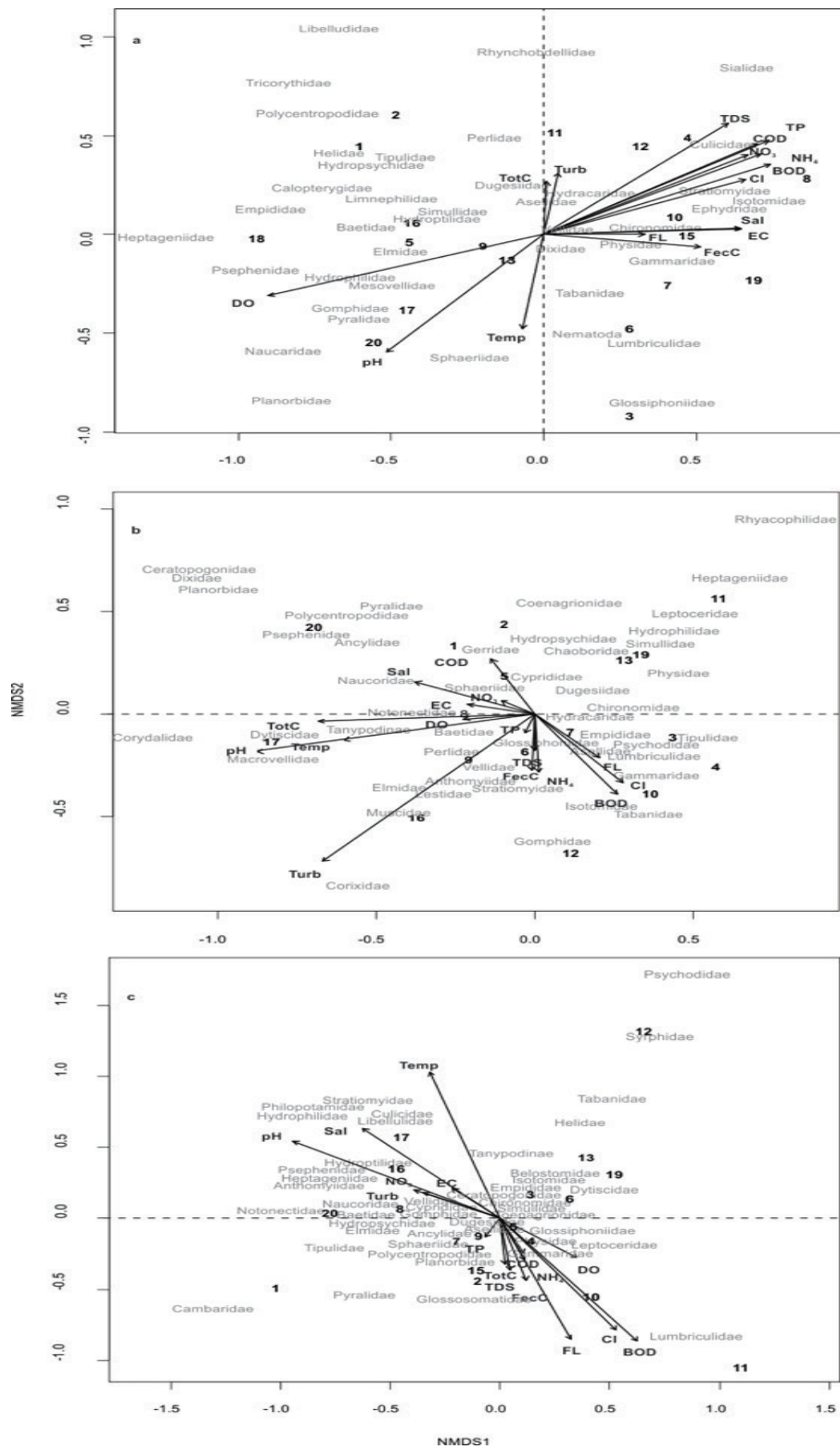


Figura 5. Análisis NMDS para los diferentes sitios y variables ambientales en las distintas estaciones (a = mayo, b = septiembre, c = enero) en el río Cupatitzio. BOD₅ = Demanda bioquímica de oxígeno, COD = Demanda química de oxígeno, DO = Oxígeno disuelto, EC = Conductividad eléctrica, FecC = Coliformes fecales, FL = Flujo de agua, Cl = Cloruros, NH₄ = Amonio, NO₃ = Nitratos, pH, Sal = Salinidad, TDS = Sólidos disueltos totales, Temp = Temperatura del agua, TotC = Coliformes totales, TP = Fósforo total, y Turb = Turbiedad.

En el mes de enero no se tiene una separación clara de los sitios con respecto a las variables ambientales y a las familias. Sin embargo, en el eje dos y hacia el cuadrante superior se tiene a la temperatura y el pH, como fue el caso del muestreo de mayo y hacia el cuadrante inferior diferentes variables relacionadas con mala calidad del agua. Además, se tiene una gran congregación de las familias en la parte central del gráfico y las que se encuentran más separadas, presentan sensibilidades diferentes. Por ejemplo, Psychodidae se relaciona con buena calidad mientras que Syrphidae es tolerante, aspecto que no la limita a presentarse en diferentes sitios (Fig. 5c, varianza acumulada de 38.40%).

La correlación entre el índice de calidad del agua (NSF-WQI) y los índices biológicos Shannon, Simpson y Peolou es una relación débil con valores menores del 35% (Tabla 6) e incluso resultados negativos lo que nos indica que no tienen relación alguna y esto se debe a que los índices son calculados con variables de diferentes valores y dimensiones (la correlación puede ser directa si los valores muestran un 95% de correlación).

DISCUSIÓN

Análisis fisicoquímico. La calidad del agua depende de los impactos directos e indirectos que se presentan en torno al ecosistema acuático y se relacionan al nivel de desarrollo y dinámica de los asentamientos humanos (Fang & Jawitz, 2019). A diferencia de otros estudios donde la presencia de zonas urbanas se relaciona con contaminación (e.g., Tu, 2013) en el río Cupatitzio, en los sitios 1 y 2, se tiene un comportamiento inverso. Esto se debe a que, si bien el nacimiento del río se encuentra dentro de la ciudad de Uruapan, está inmerso y protegido en un parque nacional (Parque Nacional Barranca del Cupatitzio). Sin embargo, en otros sitios (9, 11 y 12) donde se tiene la combinación de zonas urbanas, actividades ganaderas y sitios agrícolas, resultaron de los más contaminados con valores de demanda bioquímica de oxígeno de hasta dos órdenes de magnitud (NFS-WQI categoría mala). Con esto se establece una importante contaminación orgánica del río que está correlacionada con contaminación microbiológica y la reducción en la disponibilidad de oxígeno (Vigiak *et al.*, 2019). Esta contaminación implica una amenaza importante en países en desarrollo, debido al incremento en las descargas sin tratamiento y la reducción en la capacidad de dilución de los ríos por la extracción y uso excesivo del agua y el cambio climático (Wen *et al.*, 2017). Los nutrientes nitrogenados también presentaron valores muy elevados en los sitios más contaminados (9, 11, 12), llegando a obtener para los nitratos concentraciones siete veces arriba de la máxima permitida (>45 mg/L). El problema es que su impacto no solo afecta al cuerpo de agua través de la eutrofización, sino que afecta a la salud pública (Zhang *et al.*, 2019).

Tabla 4. Familias de indicadores significativos a partir del análisis de las especies indicadoras.

Familia	IV	Media	S.Dev	p
Glossiphoniidae	32.4	14.3	5.21	0.0052
Planorbidae	46.6	16.9	9.95	0.0126
Naucoridae	52.9	20.5	9.45	0.0224
Polycentropodidae	38.9	16.5	7.93	0.0224
Cambaridae	66.7	20.1	9.13	0.0372
Gomphidae	36.3	17.5	8.59	0.0418

V= valor del indicador, S.Dev= desviación estándar p= probabilidad.

Tabla 5. Resultados de la comparación entre pares de sitios del análisis MRPP.

Comparación		T	A	p
19	1	-1.86	0.30	0.03
19	2	-2.17	0.21	0.02
19	3	-2.83	0.43	0.02
19	4	-2.96	0.43	0.02
19	6	-2.39	0.32	0.03
19	7	-2.85	0.37	0.02
19	8	-2.84	0.27	0.02
19	10	-2.50	0.40	0.02
19	11	-2.94	0.43	0.02
19	12	-1.95	0.16	0.04
19	13	-2.75	0.43	0.02
19	15	-2.07	0.32	0.03
18	19	-2.88	0.43	0.02
18	1	-2.70	0.41	0.02
18	2	-2.05	0.21	0.03
18	3	-2.83	0.32	0.02
18	4	-2.89	0.43	0.02
18	5	-2.44	0.30	0.03
18	6	-2.58	0.22	0.02
18	7	-2.35	0.35	0.03
18	9	-2.19	0.25	0.03
18	10	-2.32	0.27	0.03
18	11	-2.74	0.40	0.02
18	15	-2.62	0.35	0.02
18	16	-2.75	0.37	0.02
18	17	-2.01	0.21	0.03
16	2	-1.97	0.25	0.04
16	3	-2.52	0.35	0.03
16	4	-2.94	0.43	0.02
16	5	-2.27	0.22	0.03
16	6	-2.87	0.33	0.02
16	7	-2.71	0.33	0.02
16	8	-2.01	0.19	0.03
16	10	-2.02	0.21	0.03
16	11	-2.84	0.43	0.02
16	13	-2.39	0.32	0.03
11	17	-1.86	0.17	0.03
11	13	-1.81	0.24	0.04
11	1	-2.69	0.38	0.02
11	2	-2.32	0.27	0.03
11	5	-1.84	0.24	0.04
11	10	-2.31	0.32	0.02
15	4	-2.17	0.27	0.03
15	6	-2.17	0.21	0.03
1	13	-2.43	0.29	0.03
13	9	-1.96	0.17	0.03
9	3	-2.01	0.16	0.03
9	4	-2.17	0.19	0.03
9	6	-1.61	0.14	0.04
8	1	-2.60	0.25	0.02
8	5	-1.89	0.16	0.03
1	7	-2.53	0.32	0.02
1	6	-2.63	0.29	0.02
1	4	-2.83	0.43	0.02
4	2	-2.23	0.19	0.03
1	3	-2.72	0.37	0.02

Se muestran los estadísticos T, A y la probabilidad p.

Los índices de calidad del agua son herramientas útiles, porque incorporan una cantidad importante de información (diferentes variables fisicoquímicas) en un solo valor, que expresa de manera simplificada el impacto que se tiene en los ecosistemas acuáticos (Tyagi *et al.*, 2013). A lo largo del río se mantiene principalmente una calidad regular del agua y solo en pocos sitios o es buena (1 al 3 y 13) o mala (9, 11 y 12). Esto se refleja con altas concentraciones de oxígeno disuelto y bajos registros de temperaturas o con altos valores de BOD₅ y bacterias coliformes por las descargas de aguas sin tratamiento, respectivamente (Ruiz-Picos *et al.*, 2016; Ruiz-Picos *et al.*, 2017). Temporalmente, sucede que en época de lluvias no siempre disminuye la cantidad de contaminantes que se vierten en el río, pero tiende a aumentar los valores del NSF-WQI por la dilución al llevar más agua el cauce (Saraswati *et al.*, 2019). Sin embargo, puede haber un aumento de sólidos suspendidos y la turbiedad, aspecto relacionado al cambio de uso del suelo (Mosley, 2015).

Macroinvertebrados acuáticos. La manera como se distribuyen los macroinvertebrados acuáticos en el espacio y tiempo depende de la calidad del agua, la estacionalidad y las características del hábitat, de ahí su importancia como bioindicadores (Fierro *et al.*, 2017). En términos generales se espera una relación entre la calidad del agua, siendo en este caso reflejada por el NSF-WQI y algunos rasgos ecológicos de los organismos (Singh & Saxena, 2018). En las comunidades de macroinvertebrados del río Cupatitzio se tuvo la dominancia (BVS) de familias tolerantes y/o detritívoras (Fig. 4). Destacaron las familias Chironomidae, Lumbriculidae y Asellidae, las cuales se encuentran entre los valores más bajos asignados por algunos índices biológicos (p.ej., BMWP; Hawkes, 1998). Estas se presentan en ríos con alto impacto a partir de efluentes mixtos (urbanos e industriales) que depositan grandes cantidades de materia orgánica (Roldán-Pérez, 2016; Ruiz-Picos *et al.*, 2016). Se ha demostrado que diferentes especies de las familias Asellidae y Chironomidae presentan un incremento hasta de tipo exponencial conforme aumenta la concentración de BOD₅ (Friberg *et al.*, 2010).

Entre las otras familias que se presentaron en los primeros lugares de dominancia para los diferentes eventos de muestreo fueron Baetidae y Gammaridae. Baetidae, también es tolerante y característica de aguas más lénticas relacionadas a algunos sustratos como piedras y desechos como basura (Forsin & Falcao, 2007; Ruiz-Picos *et al.*, 2016). La familia Gammaridae se presenta abundantemente en diferentes tipos de sustratos (rocas, piedras, vegetación) de ahí que sean dominantes (Kunz *et al.*, 2010), y también está relacionada a actividades agrícolas aledañas a los ríos. Ambas tienen un amplio espectro trófico como herbívoros, detritívoros y depredadores y son funcionalmente importantes por su sensibilidad a estresores químicos (Chaumot *et al.*, 2015).

Tabla 6. Resultados de la correlación entre índices.

Índices	NSF-WQI		
	Mayo	Septiembre	Enero
H'	0.24	0.29	0.34
S	0.25	-0.14	0
J	0.14	0.31	-0.18

Correlación entre el índice de calidad del agua (NSF-WQI) y los índices biológicos Shannon (H'), Simpson (S) y Peolou (J)

El intervalo de los valores del índice de diversidad es similar a los de otros estudios con macroinvertebrados que se hicieron tanto en el Cupatitzio en los sitios pertenecientes a la cabecera del río (2.7- 3.4, Pérez *et al.*, 2006) como en otros ríos considerando todo el cauce (0.38-3.48, Barton & Metcalfe-Smith, 1992; Ginebreda *et al.*, 2010). Algunos estudios han encontrado que, debido a los procesos de contaminación de la calidad del agua (descargas de aguas negras y fuentes difusas) y la degradación del hábitat (reducción del tamaño de sustrato), la riqueza y diversidad disminuyen a manera de gradiente de donde inicia el río hacia su desembocadura y que organismos oportunistas aumentan su población (Ruaro *et al.*, 2016; Nautiyal *et al.*, 2017). Al analizar los resultados del presente estudio, la diversidad solo es mayor en tiempo de lluvias en los primeros sitios comparado con el resto. Dos razones pueden explicar esta diferencia: (1) la modificación del hábitat, dado que la calidad del agua llega a ser hasta excelente de acuerdo con el NSF-WQI y (2) la presencia de otras zonas poco alteradas a lo largo del río. Labajo-Villantes & Nuñez (2015) describen que en las aguas limpias se espera encontrar la relación de familias que indican buena calidad como Polycentropodidae, Libellulidae, Gomphidae y Heptageniidae. Esta información coincide con los resultados del ISA y la ordenación donde se mencionan a las familias Polycentropodidae y Gomphidae como indicadoras, y en época de secas se presentan dichas familias en mayores concentraciones (Fig. 5) de oxígeno disuelto y menores valores de nutrientes como fosfatos y compuestos nitrogenados (Lynch *et al.*, 2018).

Otros aspectos que también se deben tomar en cuenta en el estudio de la variación espaciotemporal de los macroinvertebrados en los ríos es el ciclo de vida de los organismos bentónicos, las alteraciones hidromorfológicas y el aumento del flujo de agua (Pond *et al.*, 2016; Lynch *et al.*, 2018). Esto, lo menciona Feld (2014) como un desequilibrio en el proceso de *Continuum* en los ríos, afectando desde el primer nivel de la red trófica (Massicotte, 2017). La agricultura afecta la cantidad y calidad del agua tanto por el uso directo del recurso y los agroquímicos, así como por promover la modificación, erosión y sedimentación, modificando el *Continuum* del ecosistema acuático. Algunos sitios que presentaron calidad media del recurso y macroinvertebrados detritívoros y resistentes, estuvieron asociados a zonas con presencia de cultivos de aguacate (sitio 15) o bien con zonas de agricultura de riego (17 al 20), donde se tiene además modificación del cauce del río. Esto es importante porque en estudios de cambio de uso del suelo en la cuenca se ha identificado una reducción de los bosques templados de coníferas y los bosques tropicales de hoja caducifolia de 1,001 ha/año y una expansión de la superficie de tierras de cultivo de 553 ha/año en tres décadas (Bravo-Espinosa *et al.*, 2014).

El monitoreo con variables ambientales traducidas en índices de calidad del agua y los macroinvertebrados bentónicos nos proporciona una información más precisa y es una herramienta integrativa que puede ser implementada antes de realizar otros estudios o análisis más complejos sobre el estado de salud o nivel de deterioro de ríos y tributarios. Un siguiente paso importante es la estructuración de índices bióticos (e.g., BMWP), ya que muestran otra aproximación en comparación con las métricas basadas en las variables fisicoquímicas y los índices ecológicos clásicos. Además, que permiten monitorear continuamente, si se cuenta con la participación ciudadana. Sin embargo, para implementar mejor el uso de los índices bióticos es necesario adaptarlos a la región de estudio por medio de su calibración y validación (Ruiz-Picos *et al.*, 2017). Los cambios de uso de suelo modifican la estructura de

las comunidades acuáticas y es importante destacar que, en este estudio, a pesar de ser zonas con nulas descargas al inicio del río, se presentan impactos porque se modifica la hidrología del cauce y el hábitat.

CONCLUSIONES

Los resultados mostraron como algunas características del uso de suelo a lo largo del curso del río afectan de manera importante las características tanto de la calidad del agua, así como a la composición de los macroinvertebrados. El río presentó un gradiente de buena a mala calidad del agua desde al origen hacia la desembocadura. La principal fuente de contaminación es de tipo orgánica. Las familias relacionadas a sitios sanos, como fue el Parque Nacional Río Cupatitzio (Coenagrionidae, Aphelocheiridae e Hydropsychidae), se consideran sensibles. En contraste, otras familias consideradas tolerantes y detritívoras (Chironomidae, Baetidae y Gammaridae) se presentaron en ambientes degradados por aguas residuales o adyacentes a zonas agrícolas. Algunos de

los tributarios que ayudaron a la recuperación de la calidad del agua en el río, son el arroyo Tarecho y El Platanillo, ambos con calidad regular, río Infiernillo calidad buena y el manantial y río Los Conejos calidad buena. En contraste, otros tributarios afectaron la calidad fisicoquímica e hidromorfológica, como los canales CFE Zumpimito (que recibe el canal de lixiviados del relleno sanitario de calidad mala) y CFE Cupatitzio con calidad regular. Cabe señalar que en todo el recorrido del río se presentan modificaciones físicas principalmente por las plantas hidroeléctricas, canales para riego para el cultivo de aguacate, las zonas urbanas y rurales.

AGRADECIMIENTOS

Agradecimiento al Fondo Sectorial de Investigación y Desarrollo Sobre el Agua, CONACyT y CONAGUA (Proyecto 266025). Carlos Escalera Gallardo, Gustavo Cruz-Cárdenas, Rodrigo Moncayo-Estrada, José Teodoro Silva García y Rebeca Flores-Magallón reciben apoyo de COFAA y EDI del Instituto Politécnico Nacional

Anexo 1. Sitios de muestreo de macroinvertebrados acuáticos.

Sitio	Nombre	Clave	Altitud	Latitud	Longitud
1	Rodilla del Diablo (Parque Nacional Barranca del Cupatitzio)	RC-01	1715	19.429548	-102.074914
2	Salida del Parque lineal (P. N. B. C.)	RC-02	1618	19.418636	-102.069457
3	Arroyo Tarecho	AF-01	1595	19.411363	-102.060767
4	Aguas arriba del colector Zapata-La Pinera	RC-03	1598	19.407901	-102.061039
5	Río Infiernillo	AF-02	1588	19.394268	-102.069371
6	La Pinera	RC-04	1542	19.385075	-102.061894
7	A. A. confluencia con el Río San Antonio	RC-05	1483	19.356268	-102.071573
8	Descarga C. H. Zumpimito	AF-RSA-1	1474	19.357158	-102.0705
9	Arroyo La Cofradía	RSA-01	1603	19.423316	-102.02641
10	Balneario Villa Paraíso	RSA-02	1586	19.418562	-102.017819
11	A. A. de la planta tratadora Santa Bárbara	C-SF-01	1584	19.383516	-102.016698
12	Canal San Francisco	C-ZUM-02	1575	19.386172	-102.018981
13	Manantial Lago Los Conejos	AF-03-01	1872	19.412922	-102.13338
14	Cascada La Tzaráracua	DM-04	1466	19.352032	-102.078212
15	Descarga mpal. Nuevo San Juan Parangaricutiro	RC-06	1835	19.412199	-102.117949
16	A. A. descarga C. H. CFE Cupatitzio	RC-07	907	19.26953	-102.080267
17	Río Jicalán Viejo	AF-04	890	19.265662	-102.082313
18	Arroyo Platanillo	AF-05	803	19.226314	-102.046665
19	Influente planta tratadora Lombardía	DM-05	613	19.140944	-102.056157
20	Río El Márquez	RM-01	401	19.078805	-102.066958

Anexo 2. Promedio (\bar{X}) de los variables fisicoquímicas por sitio de las tres temporadas de monitoreo con su desviación estándar (s).

No.	BOD ₅	Cl	COD	DO	EC	FecC	FL	NH ₄
1	3.273±1.9	2.72±0.07	0±0	10.367±0.15	124.943±3.15	275±176.77	2.2067±0.055	0.403±0.1
2	2.716±1.63	6.436±1.46	0±0	10.99±0.51	139.667±12.99	367003.33±634794	17.35±8.54	0.35±0.06
3	12.026±3.56	8.543±4.5	40.63±19.56	10.71±1.32	172.4±6.59	1404666.667±1241155	10.561±1.35	0.736±0.35
4	15.113±6.74	6.086±1.12	42.167±57.01	10.033±0.56	177.3±24.82	1367433.33±1208384	13.38±7.077	0.69±0.15
5	12.116±8.55	3.523±0.5	13.33±11.71	10.067±0.35	191.09±12.43	82666.667±77106	0.186±0.03	0.476±0.02
6	15.08±2.27	6.93±2.13	83.13±114.9	10.2±0.17	185.956±5.25	69333.33±95887	0±0	0.786±0.15
7	11.13±2.8	6.89±2.61	9.25±8.05	10.4±0.09	204.767±53.38	26256666.66±44811064	1.516±1.48	0.583±0.14
8	13.093±2.69	4.54±3.34	21.667±21.03	9.667±1.27	204.9±51.61	88533.33±13170	0.146±0.22	3.446±3.19
9	53.29±61.99	29.89±22.29	167.33±164.78	2.875±2.69	485.1±431.83	47866666.667±79791374	1.525±0.27	27.753±21.67
10	5.083±1.19	1.893±0.13	61.467±58.56	11.7±0.95	126.69±13.002	77700±131901	0.825±0.28	0.583±0.22
11	123.516±0.64	40.36±62.08	327.567±180.86	5.01±5.1	80.356±101.48	76669766.667±132787877	1.561±2.7	11.363±18.08
12	12.23±2.67	23.516±7.84	291.443±313.06	1.283±2.2	458.9±99.05	3180133.33±5387015	0±0	17.076±25.87
13	4.576±2.24	5.4±6.47	11.83±20.49	11.216±1.37	121.6±0.43	164.33±96.93	0.739±0.22	0.147±0.09
14	10.373±4.64	7.883±1.65	32.5±19.11	11.623±0.52	209.39±10.21	593333.33±438786	0±0	1.136±0.22
15	10.59±4.01	6.703±3.49	41.45±23.9	7.46±1.01	173.033±18.06	329666.67±495197	17.679±6.86	2.556±1.97
16	10.73±1.33	3.346±1.52	62±14	11.3±0.2	172.167±6.34	621533.33±937205	0.45±0.4	0.57±0.18
17	10.32±4.44	2.38±0.65	43.223±45.1	10.63±0.9	135.767±115.36	4823.33±5602	0.038±0.01	0.583±0.38
18	9.57±4.31	2.686±1.1	34.167±21.84	10.7±0.36	73.386±64.3	206000±167654	1.945±1.66	0.54±0.22
19	16.506±2.88	7.923±2.76	195.276±257.42	6.93±2.19	234.03±16.08	1929666.67±3179752	0.913±0.04	2.02±1.09
20	15.19±7.26	5.173±0.74	311.5±377.46	10.09±0.88	237.83±123.4	301866.67±517999	1.49±1.31	0.563±0.47

No.	NO ₃	pH	Sal	TDS	Temp	TP	Turb	
1	3.84±2.34	7.143±0.16	0.05±0.00008	0.08±0.002	16.26±0.14	1574.33±1344.42	0.223±0.04	2.9±2.92
2	2.71±0.37	7.396±0.01	0.063±0.005	0.09±0.006	16.48±0.19	600003300±1039227627	0.356±0.12	2±2.16
3	4.3±1.71	7.526±0.3	0.073±0.005	0.1076±0.001	17.02±0.24	9033333.33±7836028	0.41±0.19	28.123±29.83
4	2.916±0.38	7.443±0.37	0.07±0.02	0.113±0.015	17.17±0.37	117876666.67±201031765	0.7±0.7	359.343±555.77
5	7.276±2.94	7.523±0.23	0.09±0.0001	0.124±0.004	18.926±0.78	32433333.33±51593249	0.346±0.19	415.943±514.14
6	3.93±0.42	7.603±0.19	0.0867±0.005	0.119±0.003	18.01±1.72	4266666.67±4272392	1.7±2.25	15.467±9.87
7	11.09±11.08	7.94±0.11	0.093±0.02	0.258±0.24	18.93±1.52	205233333.33±308347796	0.656±0.4	61.52±97.57
8	3.65±2.57	7.27±0.31	0.0967±0.02	0.1307±0.03	18.746±0.49	1263333.33±1937068	0.556±0.16	469.82±376.04
9	38.57±25.57	7.42±0.34	0.3±0.27	0.39±0.23	21.8±3.26	75666666.67±90963362	3.573±4.88	668.206±574.68
10	3.57±0.68	7.26±0.04	0.053±0.005	0.078±0.01	17.67±2.15	81800±128454	0.31±0.08	341.406±570.35
11	33.31±54.35	7.223±0.52	0.0267±0.05	0.064±0.06	20.87±3.36	1107671666.67±1898646812	1.756±1.73	56.57±53.3
12	14.656±14.23	7.01±0.15	0.23±0.05	0.294±0.06	21.19±1.34	56727466.67±98096932	2.053±1.77	373.6±542.92
13	1.796±0.94	7.243±0.37	0.033±0.02	0.077±0.0001	15.413±0.8	163833.33±282469	0.253±0.06	0.826±0.39
14	3.483±0.49	7.743±0.08	0.0956±0.005	0.134±0.006	18.15±0.82	1966666.67±288675	0.586±0.26	198.6±85.14
15	4.033±0.11	7.326±0.18	0.08±0.009	0.116±0.003	16.306±0.12	1210000±854576	1.493±2.34	502.867±467.37
16	7.02±8.91	8.296±0.58	0.0767±0.005	0.109±0.003	21.263±1.92	5886666.67±8783993	0.44±0.26	439.73±504.23
17	4.353±5.92	7.936±0.09	0.0567±0.06	0.315±0.32	24.293±4.07	198666.67±169190	0.61±0.11	492.83±492.79
18	0.593±0.13	7.643±0.11	0.013±0.03	0.046±0.04	22.65±1.68	6596666.67±9089776	1.18±1.58	38.83±42.61
19	2.567±0.68	7.253±0.24	0.1067±0.01	0.160±0.009	22.47±1.35	20020000±32900656	0.646±0.59	50.276±33.32
20	0.726±0.54	7.7±0.45	0.11±0.06	0.173±0.06	23.696±4.96	77840000±131785007	0.146±0.13	108.767±102.29

Temp-temperatura del agua, DO-oxígeno disuelto, COD-demanda química de oxígeno, BOD₅-demanda bioquímica de oxígeno, Turb-turbiedad, Sal-salinidad, pH-potencial de hidrógeno, NH₄-amonio, NO₃-nitratos, TotC-coliformes totales, FecC-coliformes fecales, EC-conductividad eléctrica, Cl-cloruros, TDS-sólidos disueltos totales, TP-fósforo total, FL-flujo, s-desviación estándar

Anexo 3. Abundancia por familias en cada sitio de monitoreo

Familia / Sitios	Estiaje																			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Ancylidae	3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	8	*	12
Anthomyiidae	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*
Asellidae	2	2	3	57	3	101	*	*	88	1	677	3	479	*	5	*	*	*	*	
Baetidae	80	16	*	1	187	1	*	*	265	*	355	*	7	*	1	144	469	1821	*	264
Bithyniidae	*	*	*	*	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Calopterygidae	*	4	*	*	11	*	*	*	*	*	*	*	2	*	*	*	*	17	*	*
Cambaridae	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ceratopogonidae	1	1	*	*	2	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	2	44	13	*	*
Chironomidae	34	213	23	133	741	242	139	20	2042	4	592	2648	627	*	38	68	138	155	2632	51
Coenagrionidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	3	*	*	2
Corixidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	1	*	*	*
Culicidae	*	*	*	12	*	*	*	11	*	9	1	2	3	*	*	*	*	2	*	*
Dixidae	*	*	*	1	1	*	*	*	72	22	*	*	*	*	*	*	12	*	*	*
Dugesidae	*	*	*	49	61	1	*	*	256	*	38	*	9	*	*	2	*	6	*	1
Elmidae	1	2	*	*	40	*	2	*	4	*	*	3	*	*	*	34	3	1009	*	39
Empididae	2	3	*	*	30	1	*	*	26	*	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Ephydriidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	75	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Gammaridae	*	*	192	5919	5	10493	149	1	53	24	1319	32	1295	*	664	2	1	*	*	1
Glossophoniidae	*	*	9	*	7	17	4	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	1	*
Glossosomatidae	*	*	*	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Gomphidae	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	2	11	*	*	*
Heptageniidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	3	*	*
Hirudinidae	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	5	*	*	*	*	*	*	*	*
Hydrachnididae	*	2	*	15	21	7	5	*	46	3	75	1	6	*	1	14	*	8	2	2
Hydrophilidae	*	*	*	*	38	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Hydropsychidae	132	*	1	*	3	*	*	*	105	*	28	*	1	*	*	38	4	12	*	*
Hydroptilidae	6	4	*	*	5	*	*	*	8	*	*	*	289	*	*	*	*	*	*	1
Isotomidae	*	*	*	1	*	*	4	6	*	*	1	1	*	*	1	*	*	1	*	*
Lestidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*
Libellulidae	*	4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Limnephilidae	*	6	*	*	1	*	*	*	1	*	*	*	19	*	*	*	*	8	*	*
Lumbriculidae	34	27	1870	1	39	24	80	3	190	123	7	397	31	*	49	3	8	26	190	36
Mesoveliidae	*	*	*	*	*	*	*	*	23	*	*	*	*	*	*	*	1	1	*	*
Naucaridae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	2	*	1
Nematoda	*	*	*	*	1	13	2	*	*	2	*	*	3	*	*	1	1	*	1	2
Notonectidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*
Ostracada	*	2	6	2	163	8	*	1	257	1	14	2	309	*	1	9	59	1284	*	101
Perlidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	3	*	*	*	*	*	*	*	*
Petaluridae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	87	*	*
Physidae	*	1	*	72	4	93	*	*	2	*	*	4	*	*	3	1	*	*	*	12
Planariidae	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Planorbidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	2	*	53
Platycnemididae	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Polycentropodidae	*	88	*	*	12	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	5
Psephenidae	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	3	184	*	4
Psychodidae	*	*	7	2	*	*	*	275	*	80	*	*	*	*	4	*	*	*	*	*
Pyalidae	*	*	*	*	4	*	*	*	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	2
Rhagionidae	*	*	*	*	8	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*
Rhynchobdellidae	*	21	*	8	*	*	*	*	*	*	7	4	*	*	*	*	*	*	*	*
Sialidae	*	*	*	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Simuliidae	*	*	*	*	7	*	*	*	99	*	*	5	*	*	*	6	*	1	*	*
Sphaeriidae	*	1	29	1	3	*	*	*	11	4	*	*	2	*	*	15	11	34	*	77
Stratiomyidae	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	7	*	*	*	*	*	*	1	*
Tabanidae	1	*	1	3	13	12	75	*	36	*	*	14	*	*	2	*	83	6	2	*
Tanypodinae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*
Tipulidae	*	5	*	1	72	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Tricorythidae	5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Veliidae	1	2	*	1	2	*	3	5	34	8	1	*	*	*	1	2	2	*	*	30

Anexo 3. Continuación.

Familia / Sitios	Lluvias																				
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
Ancylidae	1	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	2	2	*	*	*	*	2	
Anthomyiidae	1	*	*	*	*	*	*	*	4	*	*	1	*	*	*	2	*	*	*	*	
Aphelocheiridae	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	3	*	*	*	*	*	*	*	*	
Asellidae	*	*	28	3	13	54	1	*	13	49	*	1	42	*	*	3	*	*	*		
Baetidae	9	5	5	*	3	30	19	1	44	36	1	2	11	11	*	18	43	7	2	11	
Belostomatidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*
Calopterygidae	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	
Cambaridae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	6	*	*	*	*	*	
Ceratopogonidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	1	*	*	*	*	*	12	
Chaoboridae	*	*	*	*	*	*	*	*	2	*	*	*	3	*	*	*	*	*	*	*	
Chironomidae	21	44	1892	13	50	265	44	2	114	44	64	40	323	15	29	9	2	3	44	15	
Coenogronidae	5	6	*	*	7	*	*	*	*	1	1	*	4	*	*	*	*	*	3	*	
Cordulegastridae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	3	*	*	
Corydalidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	5	*	*	
Dixidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	2	
Dugesidae	18	12	337	*	24	2	4	*	44	*	*	*	18	*	*	*	*	*	2	*	
Dytiscidae	*	*	*	*	*	*	1	*	*	5	*	*	*	2	*	*	*	*	*	2	
Elmidae	1	*	*	*	5	*	*	*	17	*	*	*	*	*	*	1	8	*	*	*	
Empididae	1	*	7	1	*	2	2	*	7	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Gammaridae	2	*	1081	18	1	139	3	*	2	42	*	32	234	*	*	15	*	*	*	*	
Gerridae	*	*	*	*	3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Glossophoniidae	*	*	*	*	*	13	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	1	*	
Glossosomatidae	*	*	*	*	3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Gomphidae	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Heptageniidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	5	49	*	1	*	*	2	*	*	*	*	
Hydrachnidae	6	3	62	1	7	8	5	1	32	*	6	10	5	3	1	1	3	*	2	3	
Hydraenidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	12	*	*	*	
Hydropsychidae	19	31	13	*	2	*	*	*	35	51	5	*	128	*	1	*	2	*	1	*	
Hydroptilidae	*	*	*	*	*	*	2	*	*	*	1	*	46	*	*	*	*	*	*	*	
Isotomidae	2	1	*	2	5	2	3	7	2	5	*	34	*	*	2	6	*	1	*	*	
Leptoceridae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*
Lestidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Lumbriculidae	14	53	1967	62	114	229	80	39	50	1	2	106	71	28	7	40	5	18	6	28	
Macroveliidae	*	*	*	*	*	1	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	4	*	*	*	
Muscidae	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	
Naucaridae	*	*	*	*	*	*	*	*	20	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Nematoda	1	4	200	1	18	10	6	2	4	*	*	8	7	*	*	1	1	3	*	*	
Ostracoda	*	8	32	1	311	3	3	1	674	15	5	3	10	*	*	*	*	*	*	*	
Perlidae	*	*	*	*	1	*	*	*	*	4	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	
Physidae	*	2	*	3	10	5	*	*	20	*	4	*	*	*	*	*	*	*	2	2	
Planorbidae	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	2	8	*	*	*	*	*	
Polycentropodidae	6	1	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	
Psephenidae	*	1	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	
Psychodidae	3	*	*	*	*	12	1	*	*	*	*	18	*	*	*	*	*	*	*	*	
Pyralidae	17	*	*	*	2	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Rhagionidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	4	*	*	*	*	*	*	*	*	
Sialidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	9	*	*	*	
Simuliidae	*	*	*	*	2	*	1	*	1	*	1	*	*	*	*	*	*	*	1	*	
Sphaeriidae	*	3	3	*	6	1	1	*	5	*	*	*	*	3	*	1	*	*	*	3	
Stratiomyidae	*	*	*	*	*	6	*	1	*	*	*	*	*	1	1	*	1	*	1	*	
Tabanidae	*	*	7	1	4	3	4	44	1	*	3	12	1	*	*	*	*	*	2	*	
Tanyponoidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	6	*	*	*	1	1	*	*	*	*	1	
Tipulidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	2	*	*	*	*	*	*	*	1	
Veliidae	1	*	*	*	7	1	1	3	15	4	*	2	2	2	1	1	1	*	*	1	

Anexo 3. Continuación.

Familia / Sitios	Invierno																					
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20		
Ancylidae	*	*	*	1	*	*	*	*	*	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1		
Anthomyiidae	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	3	1	*	3		
Asellidae	*	*	13	45	185	*	143	*	*	36	*	3	5	304	25	3	464	9	*	*		
Baetidae	10	1	6	10	55	*	146	*	1727	5	*	*	1	3	17	101	*	8	1	112		
Belostomatidae	*	*	*	*	*	*	*	*	9	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	
Calamoceritidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	8	*	*	*	*	
Cambaridae	3	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Ceratopogonidae	*	*	*	2	35	57	*	10	9	1	*	*	2	*	*	1	72	*	4	4		
Chaoboridae	*	*	*	*	*	*	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Chironomidae	8	13	492	128	795	195	111	*	531	211	*	16	159	11	70	707	1010	43	320	50		
Coenagrionidae	*	12	2	*	*	*	1	*	*	1	*	*	*	1	*	1	5	14	1	*	*	
Corydalidae	*	*	*	*	*	*	1	*	1	1	*	*	*	*	*	1	1	1	1	4	*	
Culicidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	2	*	*	*	*	
Dugesidae	*	4	43	*	20	*	23	*	244	103	*	*	1	*	17	33	1	63	3	*	*	
Dytiscidae	*	*	*	*	*	5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Ecnomidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	3	*	*	*	*	*	*	*	*	
Elmidae	1	*	*	*	*	*	2	*	56	1	*	1	*	*	*	28	9	6	*	14		
Empididae	*	*	*	*	10	7	*	*	*	*	*	*	*	*	*	8	1	*	*	*	*	
Ephydriidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Gammaridae	*	*	1525	428	2625	13	545	*	408	4	*	344	*	731	809	1	*	1	*	*		
Glossiphoniidae	*	*	*	4	30	20	3	*	*	*	*	2	*	1	*	*	*	*	3	*	*	
Glossosomatidae	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Gomphidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	12	9	41	*	*	*	*	
Heptageniidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	54	*	*	*	*	*	
Hydrachnidae	*	2	*	1	15	2	55	*	32	*	*	6	*	6	44	*	2	*	*	*		
Hydrophilidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	7	*	*	*	*	
Hydropsychidae	1	*	5	*	*	*	10	*	68	4	*	*	*	*	*	24	1	30	*	6	*	
Hydroptilidae	*	*	*	*	*	*	*	*	89	*	*	*	*	*	*	5	*	*	*	*	*	
Isotomidae	*	*	*	1	*	*	2	2	*	*	*	*	1	*	*	*	1	*	*	*	*	
Leptoceridae	*	*	*	2	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Libellulidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	33	*	*	*	*	
Lumbriculidae	1	179	12	551	155	710	166	*	387	476	1	2117	144	2	72	2	2	71	36	2	*	
Macroveliididae	*	75	*	*	*	11	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	30	*
Naucoridae	*	*	*	*	*	*	*	*	50	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Nematoda	*	2	8	2	20	*	9	*	4	2	*	3	*	*	*	*	2	2	*	*	*	
Notonectidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	16	*
Ostracoda	*	7	*	2	*	152	20	*	374	30	*	*	4	*	*	2	2	20	*	311	*	
Perlidae	1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	
Philopotamidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	30	*	*	*	*	
Physidae	*	6	5	96	85	5	6	*	6	5	*	*	*	2	103	*	1	10	2	*	*	
Planorbidae	1	*	*	*	*	*	15	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	6	*	
Polycentropodidae	*	7	*	*	5	*	*	*	7	*	*	*	*	*	*	1	*	5	*	*	*	
Psephenidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	2	3	*	*	2	*	
Pseudothelphusidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	3	*	*	*	*	*	*	
Psychodidae	*	*	*	*	*	*	2	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Pylalidae	1	1	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	*	*	2	*	*	*	*	*	*	
Rhyacophilidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	
Simuliidae	*	*	4	*	5	2	6	*	121	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Sphaeriidae	*	33	*	20	*	7	19	*	339	33	*	*	*	4	*	*	*	10	*	2	*	
Stratiomyidae	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	13	*	*	*	*	
Syrphidae	*	*	*	*	*	*	11	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	
Tabanidae	*	*	2	4	*	*	32	13	*	*	*	6	*	*	*	3	1	3	*	*	*	
Tanyponidae	*	1	6	*	5	*	2	1	*	*	*	2	*	*	24	7	*	*	*	*	*	
Tipulidae	3	*	*	*	10	*	*	*	2	1	*	*	*	*	*	15	4	*	*	*	*	
Unionidae	*	*	*	*	*	*	*	9	*	*	*	*	*	*	*	1	*	*	*	*	*	
Veliidae	*	*	*	1	5	*	1	*	5	*	*	*	*	*	4	6	1	*	*	*	*	

REFERENCIAS

- AENOR-UNE (ASOCIACIÓN ESPAÑOLA DE NORMALIZACIÓN Y CERTIFICACIÓN). 2007. Una Norma Española. Disponible en línea en: <http://www.aenor.es/aenor/normas/normas/fichanorma.asp?tipo=N&codigo=N0050509#.WTwcSWiGPIU> (consultado el 24 de enero de 2019).
- BARBOUR, M.T., J. GERRITSEN, B.D. SNYDER & J.B. STRIBLING. 1999. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and Wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. 2nd ed. Protection Agency, Office of Water: Washington, DC, USA. 337 p.
- BARTON, D.R. & J.L. METCALFE-SMITH. 1992. A comparison of sampling techniques and summary indices for assessment of water quality in the Yamaska River, Québec, based on benthic macroinvertebrates. *Environmental Monitoring and Assessment* 21(3):225-244. DOI:10.1007/BF00399689
- BEHMEI, S., M. DAMOUR, R. LUDWIG & M.J. RODRIGUEZ. 2016. Water quality monitoring strategies-A review and future perspectives. *Science of the Total Environment* 571:1312-1329. DOI:10.1016/j.scitotenv.2016.06.235
- BERGER, E., P. HAASE, M. KUEMMERLEN, M. LEPS, R.B. SCHAEFER & A. SUNDERMANN. 2017. Water quality variables and pollution sources shaping stream macroinvertebrate communities. *Science of the Total Environment* 587-588:110. DOI:10.1016/j.scitotenv.2017.02.031
- BRAVO-ESPINOSA, M., M.E. MENDOZA, T. CARLÓN-ALLENDE, L. MEDINA, J.T. SÁENZ-REYES & R. PÁEZ. 2014. Effects of converting forest to avocado orchards on topsoil properties in the trans-Mexican volcanic system, Mexico. *Land Degradation & Development* 25:452-467. DOI:10.1002/ldr.2163
- CHAUMOT, A., O. GEFFARD, J. ARMENGAUD & L. MALTBY. 2015. Gammarids as reference species for freshwater monitoring. In: Amiard-Triquet, C., A. Jean-Claude & C. Mouneyrac. *Aquatic Ecotoxicology*. Academic Press, pp.253-280.
- COTLER, H., M. MAZARI & J. DE ANDA. 2006. *Atlas de la Cuenca Lerma-Chapala: construyendo una visión conjunta*. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT/Instituto de Ecología, UNAM. 7 p.
- DUFRÈNE, M. & P. LEGENDRE. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67:345-366. DOI:10.1890/0012-9615(1997)067[0345:-SAAIST]2.0.CO;2
- EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). 2019. Water Quality Indicators Data Review. Disponible en: <https://echo.epa.gov/tools/data-downloads/wqi-data-review> (consultado el 17 de enero 2019).
- FANG, Y. & J.W. JAWITZ. 2019. The evolution of human population distance to water in the USA from 1790 to 2010. *Nature communications* 10:430. DOI:10.1038/s41467-019-08366-z
- FELD, C.K., F. DE BELLO & S. DOLÉDEC. 2014. Biodiversity of traits and species both show weak responses to hydromorphological alteration in lowland river macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 59:233-248. DOI:10.1111/fwb.12260
- FIERRO, P., C. VALDOVINOS, L. VARGAS-CHACOFF, C. BERTRÁN & I. ARISMENDI. 2017. Macroinvertebrates and fishes as bioindicators of stream water pollution. In: Tutu, H (ed.). *Water Quality*. IntechOpen, Rijeka, pp. 23-38. DOI:10.5772/65084
- FORSIN, D. & F. FALCÃO. 2007. Using Baetidae species as biological indicators of environmental degradation in a Brazilian river basin. *Environmental Monitoring and Assessment* 130(1):365-372.
- FRIBERG, N., J. SKRIVER, S.E. LARSEN, M.L. PEDERSEN & A. BUFFAGNI. 2010. Stream macroinvertebrate occurrence along gradients in organic pollution and eutrophication. *Freshwater Biology* 55:1405-1419. DOI:10.1111/j.1365-2427.2008.02164.x
- GINEBREDÁ, A., I. MUÑOZ, M. LÓPEZ DE ALDA, R. BRIX, J. LÓPEZ-DOVAL & D. BARCELÓ. 2010. Environmental risk assessment of pharmaceuticals in rivers: Relationships between hazard indexes and aquatic macroinvertebrate diversity indexes in the Llobregat River (NE Spain). *Environment International* 36(2):153-162. DOI:10.1016/j.envint.2009.10.003
- GITAU, M.W., J. CHEN & Z. MA. 2016. Water quality indices as tools for decision making and management. *Water resources management* 30(8):2591-2610. DOI:10.1007/s11269-016-1311-0
- HAWKES, H.A. 1998. Origin and development of the biological monitoring working party score system. *Water research* 32(3):964-968.
- INEGI (INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA Y GEOGRAFÍA). 2017. Conjunto de datos vectoriales de la carta de Uso del suelo y vegetación. Escala 1:250 000. Serie VI. Conjunto Nacional. Disponible en línea en: <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463598459> (consultado el 16 de junio 2020)
- KEKE, U.N., F.O. ARIMORO, Y.I. AUTA & A.V. AYANWALE. 2017. Temporal and spatial variability in macroinvertebrate community structure in relation to environmental variables in Gbako River, Niger State, Nigeria. *Tropical Ecology* 58(2):229-240.
- KUNZ, P.Y., C. KIENLE & A. GERHARDT. 2010. Gammarus spp. in aquatic ecotoxicology and water quality assessment: toward integrated multi-level tests. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 205:1-76. DOI:10.1007/978-1-4419-5623-1_1
- LABAJO-VILLANTES, Y.I. & O.M. NUÑEZA. 2015. Macroinvertebrates as bioindicators of water quality in Labo and Clarin rivers, Misamis Occidental, Philippines. *International Journal of Biosciences* 6(9):62-73. DOI:10.12692/ijb/6.9.62-73
- LAINI, A., R. BOLPAGNI, T. CANCELLARIO, S. GUARESCHI, E. RACCHETTI & P. VIAROLI. 2018. Testing the response of macroinvertebrate communities and biomonitoring indices under multiple stressors in a lowland regulated river. *Ecological Indicators* 90:47-53. DOI:10.1016/j.ecolind.2018.02.051
- LYNCH, D.T., D.R. LEASURE & D.D. MAGOULICK. 2018. The influence of drought on flow-ecology relationships in Ozark Highland streams. *Freshwater Biology* 63(8):946-968. DOI:10.1111/fwb.13089
- LOYA-SALINAS, D.H. & A. ESCOFET. 1990. Contribution to the calculation of the biological value index (Sanders, 1960). *Ciencias Marinas* 16(2):97-115.

- MASSICOTTE, P., E. ASMALA, C. STEDMON & S. MARKAGER. 2017. Global distribution of dissolved organic matter along the aquatic continuum: Across rivers, lakes and oceans. *Science of the Total Environment* 609:180-191. DOI:10.1016/j.scitotenv.2017.07.076
- McCUNE, B. & M.J. MEFFORD. 2016. PC-ORD. Multivariate analysis of Ecological Data, Version 7.0 for Windows. Wild Blueberry Media, Corvallis, Oregon, U.S.A.
- MERRITT, R.W., K.W. CUMMINS & M.B. BERG. 2008. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. 4th ed. America Kendall Publishing: Dubuque, IA, USA. 1158 p.
- MOSLEY, L.M. 2015. Drought impacts on the water quality of freshwater systems; review and integration. *Earth-Science Reviews* 140:203-214. DOI:10.1016/j.earscirev.2014.11.010
- NATIONAL SANITATION FOUNDATION (<https://www.knowyourh2o.com/outdoor-3/water-quality-index-calculator-for-surface-water>), y en 1978 fue creado (Ott, W. R. 1978. Environmental indices: theory and practice.) porque mencionan a estos autores como los creadores pero no se encuentra el archivo: Krenkel, P. & V. Novotny. 1980. Water quality management. Academic Press.
- NAUTIYAL, P., A.S. MISHRA, J. VERMA & A. AGRAWAL. 2017. River ecosystems of the Central Highland ecoregion: Spatial distribution of benthic flora and fauna in the Plateau rivers (tributaries of the Yamuna and Ganga) in Central India. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 20(1-2):43-58. DOI:10.1080/14634988.2017.1296324
- ORTEGA, M.R., M.E. AGUILAR, R. HERNÁNDEZ & N.T. DÍAZ. 2015. El perifiton de la subcuenca del río Cupatitzio, Michoacán, México. *Biológicas Revista de la DES Ciencias Biológico Agropecuarias* 16(2):1-12.
- ORTEGA, M.R., N.T. DÍAZ, R. ALVARADO, R. HERNÁNDEZ, M.L. AVILÉS, M.E. AGUILAR, O. VÁZQUEZ & M. MARTÍNEZ. 2013. Fitoplancton de la región litoral del río Cupatitzio (Michoacán, México). *Biológicas Revista de la DES Ciencias Biológico Agropecuarias* 14(2):57-66.
- OSCOZ, J., D. GALICIA & R. MIRANDA. 2011. Identification guide of freshwater macroinvertebrates of Spain. Springer, London. 153 p. DOI:10.1007/978-94-007-1554-7
- PENNAK, R.W. 1978. *Fresh-Water Invertebrates of the United States*. 2nd ed. John Wiley & Sons: Hoboken, NJ, USA. 628 p.
- PÉREZ, R.M., M.S. AGUILERA & J. L. MORA. 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* 8(1):18-30.
- POND, G.J., K.M. FRITZ & B.R. JOHNSON. 2016. Macroinvertebrate and organic matter export from headwater tributaries of a Central Appalachian stream. *Hydrobiologia* 779(1):75-91. DOI:10.1007/s10750-016-2800-0
- PURECO, J.A. 2016. El agua del río Cupatitzio: la vertebración de una comarca socioeconómica en el centro de Michoacán. *Región y Sociedad* 28(67):121-150. DOI:10.22198/rys.2016.67.a198
- R CORE TEAM. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- ROLDÁN-PÉREZ, G. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Academia Colombiana de Ciencia* 23(88):375-387.
- 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. DOI:10.18257/raccefyn.335
- RICE, E.W., R.B. BAIRD & A.D. EATON. 2017. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 23 ed. American Public Health Association (APHA, WEF & AWWAS), Washington, D.C. 1504 p.
- RUARO, R., E.A. GUBIANI, A.M. CUNICO, Y. MORETTO & A.P. PIANA. 2016. Comparison of fish and macroinvertebrates as bioindicators of Neotropical streams. *Environmental monitoring and assessment* 188:45. DOI:10.1007/s10661-015-5046-9
- RUÍZ-PICOS, R.A., J.E. SEDEÑO-DÍAZ & E. LÓPEZ-LÓPEZ. 2016. Ensamblajes de macroinvertebrados acuáticos relacionados con diversos usos del suelo en los ríos Apatlaco y Chalma-Tembembe (cuenca del Río Balsas), México. *Hidrobiológica* 26(2):443-458.
- RUÍZ-PICOS, R.A., B. KOHLMANN, J.E. SEDEÑO-DÍAZ & E. LÓPEZ-LÓPEZ. 2017. Assessing ecological impairments in Neotropical rivers of Mexico: calibration and validation of the Biomonitoring Working Party Index. *Environmental Science and Technology* 14(9):1835-1852. DOI:10.1007/s13762-017-1299-x
- SARASWATI, S.P., M.V. ARDION, Y.H. WIDODO & S. HADISUSANTO. 2019. Water quality index performance for river pollution control based on better ecological point of view (a case study in code, Winongo, Gadjah Wong Streams). *Journal of the Civil Engineering Forum* 5(1):47-56. DOI:10.22146/jcef.41165
- ŞENER, Ş., E. ŞENER & A. DAVRAZ. 2017. Evaluation of water quality using water quality index (WQI) method and GIS in Aksu River (SWTurkey). *Science of the Total Environment* 584-585:131-144. DOI:10.1016/j.scitotenv.2017.01.102
- SINGH, P.K. & S. SAXENA. 2018. Towards developing a river health index. *Ecological Indicators* 85:999-1011. DOI:10.1016/j.ecoind.2017.11.059
- SUTADIAN, A.D., N. MUTTIL, A.G. YILMAZ & B.J.C. PERERA. 2016. Development of river water quality indices-a review. *Environmental monitoring and assessment* 188:58. DOI:10.1007/s10661-015-5050-0
- TARBUCK, E.J., F.K. LUTGENS, D. TASA & A.T. CIENTIFICAS. 2005. Ciencias de la Tierra. Pearson Educación, Madrid, España. 686 p.
- THORP, J. & A. COVICH. 2009. *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. 3rd ed. Academic Press: Cambridge, MA, USA. 1021 p.
- TYAGI, S., B. SHARMA, P. SINGH & R. DOBHAL. 2013. Water quality assessment in terms of Water Quality Index. *American Journal of Water Resources* 1(3):34-38. DOI:10.12691/ajwr-1-3-3
- TU, J. 2013. Spatial variations in the relationships between land use and water quality across an urbanization gradient in the watersheds of Northern Georgia, USA. *Environmental Management* 51:1-17. DOI:10.1007/s00267-011-9738-9

- VIGIAK, O., B. GRIZZETTI, A. UDIAS-MOINELO, M. ZANNI, C. DORATI, F. BOURAOUI & A. PISTOCCHI. 2019. Predicting biochemical oxygen demand in European freshwater bodies. *Science of The Total Environment* 666:1089-1105. DOI:10.1016/j.scitotenv.2019.02.252
- WEN, Y., G. SCHOUPS & N. VAN DE GIESEN. 2017. Organic pollution of rivers: Combined threats of urbanization, livestock farming and global climate change. *Scientific Reports* 7:43289. DOI:10.1038/srep43289
- WETZEL, R.G. 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. Academic Press (An Imprinting of Elsevier), California, U.S.A. 1006 p.
- WU, Z., D. ZHANG, Y. CAI, X. WANG, L. ZHANG & Y. CHEN. 2017. Water quality assessment based on the water quality index method in Lake Poyang: The largest freshwater lake in China. *Scientific Reports* 7:17999. DOI:10.1038/s41598-017-18285-y
- ZHANG, Y., P. SHI, J. SONG & Q. LI. 2019. Application of nitrogen and oxygen isotopes for source and fate identification of nitrate pollution in surface water: A review. *Applied Sciences* 9(1):18. DOI:10.3390/app9010018