



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS

CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

MAESTRÍA EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES

**APLICACIÓN DE BIOINDICADORES E INDICES BIOLÓGICOS Y
ECOLÓGICOS PARA EVALUAR EL ESTADO DE SALUD DEL RÍO AMACUZAC**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN MANEJO

DE

RECURSOS NATURALES

P R E S E N T A:

BIOL. ANAYELLI MARTÍNEZ ZAVALA

DIRECTORA DRA. PATRICIA TRUJILLO JIMÉNEZ

COORDIRECTOR M. en C. ROBERTO TREJO ALBARRÁN

CUERNAVACA, MORELOS

DICIEMBRE 2021





UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

MAESTRÍA EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES

**APLICACIÓN DE BIOINDICADORES E INDICES BIOLÓGICOS Y
ECOLÓGICOS PARA EVALUAR EL ESTADO DE SALUD DEL RÍO AMACUZAC**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN MANEJO**

DE

RECURSOS NATURALES

P R E S E N T A:

BIOL. ANAYELLI MARTÍNEZ ZAVALA

DIRECTORA DRA. PATRICIA TRUJILLO JIMÉNEZ

COORDIRECTOR M. en C. ROBERTO TREJO ALBARRÁN

CUERNAVACA, MORELOS

DICIEMBRE 2021



AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca de estudios de posgrado otorgada para llevar a cabo esta investigación.

A la Maestría en Manejo de Recursos Naturales y al Laboratorio de Hidrobiología del Centro de Investigaciones Biológicas por la oportunidad para realizar mis estudios de posgrado.

Al comité evaluador:

A mi directora de tesis Dra. Patricia Trujillo Jiménez principalmente por todo el apoyo que me dio en las salidas de campo, durante la realización de los análisis, en el escrito, gracias por todos sus comentarios y consejos.

Al Dr. Rubén por toda su aporte en la revisión de este trabajo, por su apoyo en los análisis estadísticos y por todos sus comentarios.

A la M. en C. Judith García Rodríguez por todo su apoyo y su revisión en este trabajo, por todos sus comentarios.

Al M. en C. Roberto Trejo Albarrán por todo su apoyo, sus aportes, revisión y todos sus comentarios

Dr. Alejandro García Flores por su revisión de este trabajo.

A la M. en C. Migdalia Díaz Vargas por su revisión de este trabajo.

De una forma especial al Dr. Singaraju Sri Subrahmanya Sarma y al Dr. José Guadalupe Granados Ramírez por toda su disposición en la ayuda de la identificación del zooplancton.

A mis compañeras Kenia Kiryataim Bonilla Román, Keyla Cristina Ramírez Santillán, Eréndira Betsai Gómez Martínez y Lizbeth Amayrani Delgado Sánchez por todo su apoyo, sus consejos y todos sus comentarios que me brindaron en las salidas de campo y en el laboratorio.

DEDICATORIA

Este trabajo se lo dedico especialmente a la Dra. Patricia Trujillo Jiménez por su apoyo incondicional en este posgrado y al M. en C. Roberto Trejo Albarrán por toda su confianza y apoyo.

A mi familia por todo el gran apoyo recibido para poder concretar este proyecto.

INDICE

| | Páginas |
|--|----------------|
| Resumen | 1 |
| Abstract | 2 |
| 1. Introducción | 3 |
| 2. Antecedentes | 6 |
| 2.1. Evaluación de Índices de calidad del agua | 6 |
| 2.2. Evaluación del estado trófico de los ecosistemas acuáticos | 7 |
| 2.3. Evaluación del estado trófico y comunidades de plancton | 8 |
| 2.4. Evaluación de Índice de calidad del agua, estado trófico y comunidades | 8 |
| 3. Objetivos | 11 |
| 3.1. Objetivo general | 11 |
| 3.2. Objetivos particulares | 11 |
| 4. Área de estudio | 12 |
| 5. Metodología | 15 |
| 5.1. Trabajo de campo | 15 |
| 5.2. Trabajo de laboratorio | 15 |
| 5.2.1. Parámetros físicos y químicos del agua | 15 |
| 5.2.2. Coliformes totales y fecales | 16 |
| 5.2.3. Índice de calidad del agua (ICA) | 16 |
| 5.2.4. Estado trófico del ecosistema | 16 |
| 5.2.5. Parámetros del hábitat y condición del hábitat | 17 |
| 5.2.6. Comunidades zooplanctónicas | 18 |
| 5.2.7. Índices ecológicos | 20 |
| 5.2.8. Índice sapróbico | 21 |
| 5.3. Análisis de datos | 22 |
| 6. Resultados | 23 |
| 6.1. Determinación de calidad del agua y del estado trófico del río Amacuzac | 23 |
| 6.1.1. Correlación entre los parámetros físicos, químicos y microbiológicos del agua | 23 |
| 6.1.2. Índice de calidad del agua (ICA) | 25 |
| 6.1.3. Estado trófico del río, con base al Índice de Carlson | 27 |
| 6.2. Parámetros de calidad del hábitat y condición del hábitat | 28 |
| 6.3. Análisis de la riqueza, abundancia, frecuencia y diversidad de los organismos del zooplancton presentes y su bioindicación con base al Índice sapróbico | 29 |
| 6.3.1. Comunidades zooplanctónicas | 29 |
| 6.3.2. Riqueza y abundancia temporal de las especies de zooplancton | 32 |
| 6.3.3. Riqueza y abundancia espacial de las especies del zooplancton | 34 |

| | |
|---|----|
| 6.3.4. Riqueza y abundancia temporal por localidades de las especies de zooplancton | 36 |
| 6.4. Índices ecológicos | 40 |
| 6.5. Índice sapróbico | 41 |
| 6.6. Análisis jerárquico por agrupación por correlación de Pearson | 42 |
| 7. Discusión | 44 |
| 7.1. Índice de calidad del agua | 44 |
| 7.2. Índice del estado trófico | 45 |
| 7.3. Índice de calidad del hábitat | 47 |
| 7.4. Comunidades zooplanctónicas | 48 |
| 8. Conclusiones | 52 |
| 9. Literatura citada | 53 |

INDICE DE TABLAS

| | Páginas |
|---|---------|
| Tabla 1 Clases de calidad y rango del Índice de Dinius (1987). | 16 |
| Tabla 2 Clasificación de las aguas de acuerdo con el Índice del Estado Trófico de Carlson (TSI). | 17 |
| Tabla 3 Valores de los parámetros de la caracterización del hábitat de los sitios de estudio. | 18 |
| Tabla 4 Correlación entre variables fisicoquímicas evaluadas. | 24 |
| Tabla 5 Criterios o límites aconsejables en función de los valores del ICA. | 26 |
| Tabla 6 Valoración de los parámetros de condición de hábitat por temporada | 29 |
| Tabla 7 Clasificación taxonómica del zooplancton en el río Amacuzac | 31 |
| Tabla 8 Variación y abundancia (org/mL) temporal del zooplancton | 33 |
| Tabla 9 Variación y abundancia (org/mL) espacial del zooplancton | 35 |
| Tabla 10 Variación y abundancia (org/mL) espacial y temporal del zooplancton | 38 |
| Tabla 11 Índices ecológicos espacial y temporal | 40 |
| Tabla 12 Índice de similitud de Sørensen espacial y temporal. | 41 |

INDICE DE FIGURAS

| | Páginas |
|-----------------|---|
| Figura 1 | Localización del área de estudio, del río Amacuzac y estaciones de muestreo. 14 |
| Figura 2 | Resultados del Índice de Calidad del Agua (ICA). 25 |
| Figura 3 | Valores del Índice del estado trófico de Carlson. 27 |
| Figura 4 | Diagrama de Olmstead-Tukey para la comunidad zooplanctónica. 31 |
| Figura 5 | Índice sapróbico de rotíferos en el río Amacuzac 41 |
| Figura 6 | Análisis de agrupamiento para los sitios de estudio del río Amacuzac 43 |

RESUMEN

En la actualidad existen diversas herramientas que permiten conocer el estado de salud de los ecosistemas acuáticos, entre las primeras aproximaciones se encuentra el caso de los Índices de calidad del agua que aportan información concreta que ayuda a la interpretación del uso potencial del agua; también existen los indicadores biológicos con especies centinela, los cuales expresan una respuesta integrada del individuo y que permiten medir en diferentes niveles de organización. Por dicha razón, la evaluación de las respuestas a diferentes niveles de organización biológica ayudará a identificar y separar los efectos inducidos por el hombre de aquellos causados por factores naturales de estrés. El presente estudio tiene como objetivo el de relacionar la estructura de las comunidades de zooplancton con la calidad del agua, hábitat y estado trófico del río Amacuzac. Para su realización se establecieron seis localidades a lo largo del río Amacuzac (una en la parte alta, cuatro en la parte media con un rango de distribución, y una en la parte baja). Se llevaron a cabo cuatro muestreos en cada sitio de estudio, abarcando las dos temporadas del año más marcadas en estos ecosistemas, que son lluvias (noviembre 2018), estiaje frío (febrero y diciembre 2019) y estiaje cálido (marzo 2020). Se utilizaron varios enfoques como el Índice de calidad del agua (ICA), el Índice del estado trófico de Carlson (IETC), Índice de calidad del hábitat (ICH) como indicadores de las condiciones ambientales, la riqueza y abundancia de las comunidades zooplanctónicas, Índices ecológicos e Índice sapróbico de rotíferos. Con base en los valores obtenidos con el Índice de Calidad del agua (ICA) en forma general, temporal y espacial exhibieron valores de aguas regulares, excepto la estación E6 en el mes de marzo, que presentó agua de mala calidad. La valoración de la calidad de hábitat muestra de manera general que, de acuerdo al promedio el sitio considerado como zona de referencia (E1) y los sitios E4 y E5 registraron una condición de hábitat subóptimo y las localidades E2, E3 y E6 presentan una calidad de tipo marginal. Los resultados espaciales y temporales obtenidos con el Índice del estado trófico de Carlson, señalan que el ecosistema mantiene un estado oligotrófico. Como resultado del estudio del zooplancton se registraron dos Filos, tres clases, tres subclases, cinco órdenes, 17 familias, 24 géneros y 38 especies. Se registró un total de 27,307 individuos a lo largo de todo el periodo de estudio, de los cuales 17,442 (63.87%) corresponden a los rotíferos, 2,266 (8.30%) a los cladóceros y 7,599 (27.83%) a los copépodos. Los Índices de dominancia de Simpson y equitatividad de Pielou registró que todas las localidades exhibieron baja dominancia y alta equitatividad, mientras que de acuerdo con el Índice de diversidad de Shannon-Weiner las localidades E3, E4 y E5 presentaron alta biodiversidad, lo que representa localidades no contaminadas, sin embargo, las localidades E1, E2 y E6 por su baja biodiversidad son considerados como medianamente contaminado. Las localidades E1-E4 y E1-E6 presenta una similitud relativamente alta, el resto de las localidades, exhibió baja similitud. De acuerdo con la escala sapróbica, el río Amacuzac en forma general se encuentra en la categoría β -mesosapróbica lo que corresponde a aguas medianamente contaminadas. Con base en todos los análisis realizados en este estudio, el río Amacuzac es un ecosistema moderadamente contaminado.

ABSTRACT

Currently there are various tools that allow knowing the state of health of aquatic ecosystems, among the first approximations is the case of water quality indices that provide concrete information that helps to interpret the potential use of water; There are also biological indicators with sentinel species, which express an integrated response of the individual and which allow measurement at different levels of organization. For this reason, evaluating responses at different levels of biological organization will help to identify and separate human-induced effects from those caused by natural stressors. The present study aims to relate the structure of zooplankton communities with the quality of the water, habitat and trophic status of the Amacuzac River. For its realization, six localities were established along the Amacuzac River (one in the upper part, four in the middle part with a range of distribution, and one in the lower part). Four samplings were carried out at each study site, covering the two most marked seasons of the year in these ecosystems, which are rainy (November 2018), cold low water (February and December 2019) and warm low water (March 2020). Various approaches were used, such as the Water Quality Index (ICA), the Carlson Trophic Status Index (IETC), Habitat Quality Index (ICH) as indicators of environmental conditions, richness and abundance of zooplankton communities, ecological indices and saprobic index of rotifers. Based on the values obtained with the Water Quality Index (ICA) in general, temporal and spatial, they exhibited regular water values, except for station E6 in March, which presented poor quality water. The habitat quality assessment shows in a general way that, according to the average, the site considered as the reference zone (E1) and the sites E4 and E5 registered a suboptimal habitat condition and the localities E2, E3 and E6 present a quality marginal type. The spatial and temporal results obtained with the Carlson Trophic State Index indicate that the ecosystem maintains an oligotrophic state. As a result of the zooplankton study, two phyla, three classes, three subclasses, five orders, 17 families, 24 genera and 38 species were recorded. A total of 27,307 individuals were recorded throughout the study period, of which 17,442 (63.87%) correspond to rotifers, 2,266 (8.30%) to cladocerans and 7,599 (27.83%) to copepods. The Simpson dominance indices and Pielou equitableness registered that all localities exhibited low dominance and high equitability, while according to the Shannon-Weiner diversity index localities E3, E4 and E5 presented high biodiversity, which represents localities Not contaminated, however, localities E1, E2 and E6 due to their low biodiversity are considered moderately polluted. The localities E1-E4 and E1-E6 present a relatively high similarity, the rest of the localities exhibited low similarity. According to the saprobic scale, the Amacuzac river in general is in the β -mesosaprobic category, which corresponds to moderately polluted waters. Based on all the analyzes performed in this study, the Amacuzac River is a moderately polluted ecosystem.

1.- INTRODUCCIÓN

Los ríos son sistemas dinámicos que cambian varias veces durante su curso, debido a variaciones en las condiciones físicas, como la pendiente y la geología (Bulut et al., 2010). Llevan un flujo unidireccional continuo de materia en fases disueltas y en forma de partículas sujetas a intensas transformaciones químicas y biológicas (Bakan et al., 2010). Estos sistemas desempeñan un papel importante desde el punto de vista ecológico, porque su biodiversidad forma parte del patrimonio nacional (Namihira-Santillán et al., 2002; Aguilar, 2003). Por sus características de uso y aprovechamiento, son ecosistemas heterotróficos, en los que entra materia orgánica que proviene de los sistemas terrestres. Por esta razón las aguas epicontinentales, tienen amplio espectro en su composición química, que se refleja en la distribución y abundancia de especies (Margalef, 1985).

El impacto de la actividad humana en los ecosistemas acuáticos ha producido deterioro de la calidad del agua, con efecto en los ciclos hidrológicos, biogeoquímicos y en la biodiversidad (Lobo et al., 2015). Las principales causas de degradación son la contaminación por materia orgánica, la eliminación del bosque de ribera, la rectificación y canalización de ríos, la regulación de cauces, la presencia de contaminantes inorgánicos y orgánicos y las actividades mineras (Allan, 1995; Angelier, 2002; Toro et al., 2002).

Entre los problemas más severos de los ecosistemas acuáticos se encuentra la eutrofización. Este fenómeno se origina por el enriquecimiento de nutrientes, condicionando la utilización de estos y ejerciendo grandes impactos ecológicos, sanitarios y económicos a diferentes escalas (Stefouli et al., 2005; Girão et al., 2007). En este sentido, las actividades agrícolas han sido la fuente no puntual más importante de contaminación del agua por la adición de nitrógeno y fósforo a través de la escorrentía, la erosión y el aumento del proceso de eutrofización (Dodds, 2006).

Este proceso origina cambios que amenazan la conservación de las especies acuáticas. La modificación del estado trófico de un cuerpo de agua generalmente produce variaciones en las comunidades del plancton (Matsumura-Tundisi y Tundisi, 2005); y estas pueden ser estimadas para evaluar el grado de deterioro del cuerpo de agua en su conjunto (Pinto-Coelho et al., 2005, Silva, 2011).

Según Sampaio et al. (2002), las variaciones pueden producir cambios en la biomasa, pero se conserva la estructura de la comunidad (composición de especies y abundancia relativa); en la

diversidad las especies siguen siendo las mismas, pero las abundancias relativas se modifican y la biomasa puede alterarse; así mismo la composición de las especies y la abundancia relativa cambian. Actualmente existen diversos métodos que contribuyen a la mejor comprensión del estado de salud de los ecosistemas acuáticos, que permiten conocer el estado de salud de los sistemas y sus especies (Parparov y Hambright, 2007; Parparov et al., 2010; Trujillo-Jiménez et al., 2011).

Los métodos físicos y químicos suelen ser más rápidos y pueden ser estimados con mayor frecuencia; sin embargo, no aportan información de su influencia en la vida acuática. Por lo tanto, es más adecuado evaluar la calidad del agua utilizando parámetros físicos, químicos y biológicos con el fin de obtener un espectro amplio de información para la gestión adecuada del agua (Iliopoulou-Georgudaki et al., 2003 los Índices de calidad del agua requirieren de la medición física, química y microbiológica de los parámetros de contaminación del agua y el uso de una escala estandarizada de medición para expresar la relación entre la existencia de varios contaminantes en el agua y el grado de impacto en los diferentes usos de la misma (Parparov y Hambright, 2007).

El Índice de nivel trófico implica clasificar los ecosistemas acuáticos según su productividad y regímenes de nutrientes y, por lo tanto, evaluar los cambios de calidad del agua basados únicamente en las respuestas del estado trófico a varios factores de forzamiento, como la carga de nutrientes, por lo que este Índice en muchos casos sirve como herramienta de monitoreo (Parparov et al., 2010). Mientras que, los indicadores biológicos, expresan una respuesta integrada del individuo y puede medir diferentes niveles de organización (suborganismo: molecular, bioquímico, fisiológico; individual: histopatológico, bioenergético y reproductivo; poblacional: estructura de la población, éxito poblacional; Trujillo-Jiménez et al., 2011).

Los bioindicadores, son organismos cuya presencia permite evaluar la contaminación de un sistema a través del tiempo, ya que tienen la capacidad de responder ante un cambio en su hábitat. Estos cambios se reflejan en modificaciones en las poblaciones, al encontrarse y proliferar especies relacionadas con determinados contaminantes y al desaparecer parcial o totalmente otras especies (Montejano et al., 1999).

En general, lo que expresan los Índices bióticos es la presencia y abundancia de ciertas "especies indicadoras" de la calidad de las aguas, ponderando estas últimas según su tolerancia a la

contaminación orgánica. Una alternativa al estudio de su presencia para conocer el estado o calidad de las aguas es la utilización de la estructura de la comunidad en términos de su diversidad, es decir, atendiendo a la proporción de individuos de cada especie en la misma (González del Tanago y García Jalón, 1984; Doughty, 1994).

La utilización de bioindicadores en la detección de procesos y estados en los ecosistemas acuáticos tiene varias ventajas, los organismos almacenan información que los parámetros fisicoquímicos no revelan. Así mismo, el monitoreo biológico evita el análisis de un número innecesario de parámetros químicos y físicos, ya que en los organismos se manifiestan muchas de estas variables. La selección de pocas especies indicadoras, va a simplificar y reducir los costos de monitoreo de calidad de un ecosistema, obteniéndose solo información concreta, desechando muchos datos complicados de manejar e interpretar (Viteri-Garcés et al., 2017).

El plancton (fitoplancton y zooplancton) constituye la base de las redes alimentarias en el ecosistema acuático (Kiteresi et al., 2012), desempeñando así un papel importante en el ciclo global del carbono, nitrógeno, fósforo y otros elementos (Hudson et al., 1999). Los estudios de abundancia de plancton, distribución y composición de la comunidad contribuyen de manera fundamental a la comprensión de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos y pueden utilizarse para proporcionar información sobre las respuestas de estos sistemas a los cambios ambientales (Paerl et al., 2010). Aunque los cambios en la estructura de la comunidad planctónica se esperan naturalmente en los ríos debido a cambios en las variables ambientales, como los nutrientes y otras variables fisicoquímicas, dichos cambios se incrementan con la contaminación o eutrofización de los ríos (Madhu et al., 2007).

2.- ANTECEDENTES

2.1. Evaluación de Índice de calidad del agua

Existen diferentes estudios internacionales sobre la evaluación de los Índices de calidad del agua para lagos, lagunas y ríos como el de Frayle et al. (1995), quienes evaluaron el estado trófico de los embalses de Cernadilla y Valparaíso, ubicados en el río Tera (España). StambukGiljanović (2003), evaluó la calidad del agua de los ríos Vrgorska Matica y Prud Spring y el lago Modro Oko en Croacia, los autores intentan conseguir un Índice general de calidad del agua. Chávez y Orantes (2010), compararon la calidad del agua del río Sensunapan de Sonsonate (El Salvador), determinada a través del Índice de Calidad del Agua (ICA) basado en los análisis físicos, químicos y microbiológicos. Lozada et al. (2010), realizaron un análisis comparativo de la aplicación de diferentes Índices de calidad del agua como ICA-NSF, ICA Dinius, ICAUCA y UWQI en cinco puntos del río Cauca (Brasil). Bordalo et al. (2006), estudiaron la cuenca internacional del río Duero, que son los más grandes de la Península Ibérica, divididos entre España (80%) y Portugal (20%) se utilizó un Índice de calidad escocés (WQI) de nueve parámetros modificado. Bulut et al. (2010), realizaron la evaluación de la calidad del del arroyo Galyan y su afluente, el arroyo Kuştul, en la provincia de Trabzon (Turquía), para lo cual emplearon el Reglamento de control de contaminación de aguas turcas (TWPCR por sus siglas en inglés).

En México también se han realizado diferentes estudios sobre la evaluación de la calidad del agua, como el de Rendon-Von Osten et al. (2006), quienes evaluaron el sistema de lagunas fluviales del río Palizada (FLSPR; Estado de Campeche, México), el resultado de los Índices de calidad para los tres sitios de muestreo indica que Palizada tuvo la mejor calidad de agua (0,81), mientras que la calidad del agua fue menor en Marentes y Las Pinas (0,62). No se registró mortalidad de peces durante los tres bioensayos preliminares de 21 días realizados antes del presente estudio en un estanque conectado al río Palizada.

López-Hernández et al. (2007), propusieron la aplicación de un sistema multimétrico para la bioevaluación de la contaminación en condiciones de sequía (mayo), lluvia (julio) y post-lluvia (noviembre) en el río Lerma y el lago de Chapala. La bioevaluación incluyó siete determinaciones fisicoquímicas para el cálculo de un Índice de Calidad del Agua (ICA), cuyos resultados indicaron una diferencia grande entre el río y el lago; en sequía, el río quedó en la escala de contaminado a

altamente contaminado, incluyendo su entrada al lago de Chapala, el resto del lago quedó en el intervalo entre poco contaminado y aceptable. En lluvia y post-lluvia el río mejoró y quedó en el intervalo de contaminado a poco contaminado, en tanto que la totalidad del lago se mantuvo entre poco contaminado y aceptable.

Sedeño-Díaz y López-López (2007), evaluaron las variaciones espaciales y temporales en la calidad del agua del río Lerma durante los últimos 25 años, aplicando el Índice de calidad del agua multiplicativo y ponderado (ICA), registrándose valores que van desde 26.53 hasta 67.44 indicando que el agua del río Lerma no es apta para beber, requiere tratamiento para la mayoría de los usos industriales y de cultivos, y es adecuada solo para peces tolerantes.

Trujillo-Jiménez et al. (2011), en el estudio sobre el estado de salud del río Champotón (Campeche), incluyeron el Índice de calidad del agua (ICA) de Dinius, registrando que los valores a través de todo el periodo fueron menores a 80 (rango de 53.21 a 78.49) en una escala de 0 a 100, con un promedio global de 64.58 ± 2.43 para el periodo de estudio, registrándose que el ICA exhibió variaciones espaciales y temporales, ya que los valores mayores se observaron en la parte baja del ecosistema, mientras que estacionalmente los valores superiores fueron exhibidos en noviembre y febrero durante los periodos de viento y post-huracán.

2.2. Evaluación del estado trófico de los ecosistemas acuáticos

Diversos autores han realizado trabajos sobre Índices del estado trófico en ríos como el de Liu et al. (2010), utilizaron el método modificado del Índice de estado trófico de Carlson (TSIM) para evaluar el estado trófico del lago Nansi que se encuentra al norte de la cuenca del río Huai (China). Al-Abbawy (2012), realizó un estudio en donde evaluaron las tendencias espaciales y estacionales en la transparencia, clorofila a y algunos nutrientes en el río Shatt Al-Arab (Iraq), y compararon los datos con el Índice del estado trófico (ETI). Chaurasia y Gupta (2016), determinaron el estado trófico del río Mandakini At Chitrakoot (India), con base en el Índice de Carlson.

En México también se han desarrollado este tipo de estudios como el de Díaz-Vargas et al. (2017), quienes determinaron mediante la aplicación del Índice de Carlson el estado trófico del lago Coatetelco, para lo cual consideraron valores de transparencia al disco de Secchi, clorofila “a” y fósforo total, y complementaron la valoración con el registro de oxígeno disuelto,

temperatura, alcalinidad, pH y dureza total. Los resultados de los parámetros considerados en el estudio indicaron que el sistema presenta condiciones de eutrófia-hipereutrofia.

Sigala et al. (2017), estudiaron 30 cuerpos de agua en la Faja Volcánica Transmexicana a lo largo de un gradiente altitudinal (737 a 4283 msnm) y climatológico. La mitad de los lagos (16) fueron eutróficos o hipertróficos y estos fueron predominantemente someros (< 8 m) y estuvieron correlacionados con climas cálido-húmedos. Un análisis de componentes principales (PCA) demostró que la temperatura y precipitación fueron los gradientes ambientales más importantes ligados con las características limnológicas: climas relativamente fríos correlacionaron con los lagos más diluidos ($\text{TDS} < 100$ mg/L); climas secos con los subsalinos e hiposalinos y climas cálido-húmedos con los eutróficos e hipertróficos.

2.3. Evaluación del estado trófico y comunidades de zooplancton

Se han realizado diferentes estudios a nivel internacional como el estudio de González et al. (2011), quienes analizaron el estado trófico y el zooplancton en seis reservorios, distribuidos en las regiones noreste y centro norte de Venezuela. Mancini et al. (2011), evaluaron el Índice trófico de Carlson, la abundancia y biomasa del zooplancton del embalse San Roque, Córdoba Argentina. Ledesma et al. (2013), realizaron un estudio para determinar los indicadores de eutrofización en El embalse Río Tercero de la provincia de Córdoba (Argentina). Eskinazi Sant'Anna et al. (2013), estudiaron la composición del zooplancton y el estado trófico en seis embalses en una región semi-árida en la zona tropical noreste de Brasil (Rio Grande do Norte).

2.4. Evaluación de Índice de calidad del agua, estado trófico y comunidades

Actualmente se han estado realizando estudios integrales a nivel internacional, en donde se emplean un mayor número de métodos para evaluar el estado de salud de los ecosistemas acuáticos como el de Haberman y Haldna (2014), que estudió el lago Võrtsjärv, situado en el centro de Estonia en la base de una serie de elementos de calidad biológica (Índice trófico, Índice de estado trófico de Ejsmont-Karabin, Índice de abundancia de rotíferos y el Índice de peso medio de los rotíferos). Fierro y Caballero (2015), realizaron evaluación de la calidad del agua del humedal de Santa María del lago, Bogotá mediante el uso de Índices biológicos y fisicoquímicos.

Lobo et al. (2015), desarrollaron el Índice de calidad del agua trófica (TWQI) de la Cuenca Hidrográfica del río Pardo, que se ubica en la región central del estado de Rio Grande do Sul, Reino Unido. El-Serehy et al. (2018), evaluaron cuantitativamente la calidad del agua del Lago Timsah utilizando diferentes enfoques para la evaluación cuantitativa de la calidad del agua del lago, el Índice del estado trófico; Índice de nivel trófico e Índice de calidad del agua (ICA).

En México existen pocos estudios integrales sobre el Índice de calidad del agua, Índice del nivel trófico y bioindicadores en ríos como el de García-Cabrera (2007), realizó un trabajo sobre el río Santiago antes, durante y después de la construcción de la presa hidroeléctrica Aguamilpa, en Nayarit, aplicando los Índices de calidad del agua (ICA), Índice secuencial de comparación (ISC), Índice de diversidad de Shannon-Weiner y, para la población fitoplanctónica, el Índice de saprobiedad (S). De acuerdo con los resultados del ICA, hay una calidad del agua media, lo que se considera como agua aceptable, excepto para especies sensibles, el ISC indican que el agua resultó contaminada con materia orgánica. De acuerdo con el Índice de diversidad de Shannon-Weiner hay baja diversidad; la comunidad planctónica se encuentra bajo un estrés por los cambios en la calidad del agua. El Índice de saprobiedad indican que existe contaminación de tipo orgánico, donde los géneros *Scenedesmus*, *Oscillatoria* y *Alauroseira* resultaron indicadores de la calidad del agua. El embalse mostró una tendencia hacia la eutrofia. Los organismos del fitoplancton que se clasificaron como indicadores esteno (oligotróficos) y euri (β -mesosaprobio, α -mesosaprobios y polisaprobios) son en total 18 géneros, que incluyen cuatro especies identificadas.

Álvarez et al. (2008) realizaron un estudio de la calidad integral del agua superficial en la cuenca hidrológica en el río Amajac, Hidalgo. Se consideraron cuatro presas, una laguna y cinco ríos, donde se midió el caudal, la velocidad del agua y el tirante máximo. Todos los valores obtenidos en la cuenca del río Amajac, sobrepasan los valores límites establecidos en la Norma Oficial Mexicana, (100 mg L⁻¹), lo cual indica que el ecosistema se encuentra en estado avanzado de eutrofización, ya que el lirio acuático ocupa el 100% del espejo de agua de esta presa. Las aguas del río Amajac están libres de contaminantes pueden utilizarse para todos los usos como las actividades agrícolas, cría de peces y producción en hidroponía bajo condiciones de invernadero y equivalen a una tercera parte de las concentraciones registradas en el río Tulancingo.

Mendoza (2016) evaluó las concentraciones de arsénico en un acuífero de Matehuala, San Luis Potosí, reportaron que las concentraciones de arsénico en agua alcanzadas en este estudio son

hasta 17 veces superiores que las reportadas como letales para zooplancton y ocasionan una alta bioconcentración de arsénico en zooplancton, comparada con los valores reportados en la literatura de 32 mgAs/kg en zooplancton expuesto a 0.2 mgAs/L en agua. Este estudio se contribuye a la identificación de las especies de zooplancton que habitan en sistemas acuáticos de Matehuala y evidencian tanto especies habitando en agua altamente contaminada con arsénico como especies que podrían utilizarse como bioindicadores regionales de calidad del agua. Los resultados evidencian organismos de relevancia biológica y social, sensibles a la contaminación por arsénico que podrían probarse como indicadores de calidad el agua, en lugar de *Daphnia magna*, especie exótica, que se utiliza actualmente en México como bioindicador.

Nandini et al. (2018), realizaron un trabajo en la subcuenca del río Amacuzac y en el lago Tequesquitengo. Recolectaron muestras en tres sitios en el río Amacuzac y uno en el lago Tequesquitengo de mayo de 2015 a marzo-abril de 2016. Los resultados indican que los sitios de estudio son mesotróficos con altas densidades de diatomeas y cianobacterias. Entre el zooplancton, los organismos dominantes fueron los rotíferos. La constancia de los taxones planctónicos era alta en el lago, pero baja en el río. El Índice saprobiano muestra que el sistema es β -mesosaprobiano. La diversidad de especies fue mayor en el río que en el lago.

3.- OBJETIVOS

3.1. Objetivo general

Relacionar la estructura de las comunidades de zooplancton con la calidad del agua, hábitat y estado trófico del río Amacuzac.

3.2. Objetivos particulares

Determinar la calidad del agua y el estado trófico del río Amacuzac.

Analizar la calidad del hábitat acuático a través de muestreos visuales.

Analizar la riqueza, abundancia, frecuencia y diversidad de los organismos del zooplancton presentes y su bioindicación con base en el Índice saprobico.

4.- ÁREA DE ESTUDIO

El estado de Morelos está ubicado en la parte central de la República Mexicana, tiene una extensión territorial de 4 961 km² lo que representa el 0.3% de la superficie total del país; está situado entre los paralelos 18° 20' y 19° 07' Latitud Norte y los meridianos 98° 37' y 99° 30' Longitud Oeste. Esta entidad limita al norte con el Estado de México y el Distrito Federal; al este y sureste con Puebla; al sur y suroeste con Guerrero y al oeste con el Estado de México (Aguilar, 1990). Está conformado por 36 municipios. Morelos debe sus características ecológicas a su ubicación geográfica entre las zonas neártica y neotropical; recibe influencia del Eje Volcánico Transversal en su parte alta al norte, y de la Cuenca del Balsas en su región más baja al centro y sur de la entidad (Aguilar, 1995).

El río Amacuzac es la corriente principal de la subcuenca del Amacuzac, que, a su vez, es una de las 12 subcuencas que conforman la región hidrológica No. 18 del río Balsas en el centro de México (Toledo y Bozada, 2002). Se constituye por la formación de los ríos San Jerónimo y Chontacotlán, que unen sus canales debajo de las grutas de Cacahuamilpa y sale en el municipio de Coatlán del río ya con el nombre de Amacuzac (Trujillo-Jiménez et al., 2011).

Durante su trayectoria por el estado de Morelos, el río Amacuzac recibe las aportaciones de sus cuatro tributarios principales; primero recoge las aguas de los ríos Chalma y Tembembe avanza hasta internarse a la Reserva de la Biosfera Sierra de Huautla, a través de la que fluye por una distancia aproximada de 60 km recibiendo la corriente de sus últimos dos tributarios mayores, el Yautepec y el Cuautla, en ese orden. El río Amacuzac continúa su escurrimiento en dirección suroeste hasta confluir con el río Balsas.

Para la realización del presente estudio se establecieron seis localidades a lo largo del río Amacuzac (una en la parte alta, cuatro en la parte media con un rango de distribución, y una en la parte baja). Se llevaron a cabo cuatro muestreos en cada sitio de estudio, abarcando las dos temporadas del año más marcadas en estos ecosistemas que son lluvias (noviembre 2018), estiaje frío (febrero y diciembre 2019) y estiaje cálido (marzo 2020).

Localidad Dos Bocas (E1): Comprende el municipio de Guerrero y se encuentra entre las coordenadas 18° 39' 51" Latitud Norte y los 99° 30' 23" Longitud Oeste, a 960 msnm, sus aguas

son someras y cristalinas en la temporada de estiaje y en la temporada de lluvia toman fuerza y sus aguas son turbias, la temperatura promedio es de 19.7°C. Vegetación arbórea, arbustiva y herbácea, siendo predominante la vegetación arbórea, presenta un sustrato rocoso y cantos rodados, exhibe una anchura >10 metros, la clasificación de sus corrientes es rápidos clase III, las actividades humanas principales son recreativas, rafting y pesca (Sánchez, 2005; Fig. 1).

Localidad Huajintlán (E2): Se localiza en el municipio de Amacuzac, entre los 18° 36' Latitud Norte y los 99° 24' Longitud Oeste, a una altitud de 920 msnm. Presenta algunas zonas de rápidos con una temperatura promedio de 22.8°C. Vegetación arbórea, arbustiva y herbácea, siendo predominante la vegetación arbustiva, presenta un sustrato de cantos rodados, arenoso y pedregoso, exhibe una anchura >15 metros, la clasificación de sus corrientes es rápidos clase II, las actividades humanas principales son lavado de ropa y autos y la agricultura (Sánchez, 2005; Fig. 1).

Localidad Amacuzac (E3): Se encuentra en el municipio de Amacuzac, entre los 18° 35' 47.3" Latitud Norte y los 99° 22' 40" Longitud Oeste, a una altitud de 892 msnm. Exhibe una temperatura promedio de 22.7 °C. Vegetación arbórea, siendo esta predominante, presenta un sustrato de cantos rodados y arenoso, exhibe una anchura >15 metros, la clasificación de sus corrientes es rápidos clase II, las actividades humanas principales son recreativas y pesca (Sánchez, 2005; Fig. 1).

Localidad El estudiante (E4): Se encuentra situada en el municipio de Puente de Ixtla, a una altitud de 892 msnm, entre las Coordinadas 18° 34' 39.3" Latitud Norte y los 99° 17' 53.3" Longitud Oeste. En la parte central de la corriente hay zonas arenosas, llega a presentar zonas de rápidos y su temperatura es de 22.0°C. Vegetación arbustiva y herbácea, siendo predominante la vegetación arbustiva, presenta un sustrato de cantos rodados, arenoso con textura fangosa y pedregosa, exhibe una anchura de > 15 metros, la clasificación de sus corrientes es rápidos clase II, las actividades humanas principales son agricultura, ganadería y pesca (Sánchez, 2005; Fig. 1).

Localidad Chisco (E5): Se localiza en Jojutla de Juárez, a una altitud de 825 msnm, entre los 18° 33' 49.9" de Latitud Norte y los 99° 14' 32" Longitud Oeste. El sustrato es de cantos rodados, con una temperatura del agua promedio de 24° C. Predomina la vegetación arbustiva, y el río tiene

una amplitud mayor a los 20 metros, con rápidos de clase II. Las actividades principales humanas son lavado de ropa y agricultura (Sánchez, 2005; Fig. 1).

Localidad Las Huertas (E6): Se ubica en Tlaquiltlenango, entre los 18° 29' 37" Latitud Norte y los 99° 09' 11" Longitud Oeste, a una altitud de 742 msnm. El agua tiene una temperatura promedio de 25.5°C. La vegetación de los márgenes es de tipo arbórea y herbácea, pero predomina la arbustiva. El sustrato es de tipo arcilloso-limoso y con cantos rodados, el río tiene una anchura superior a los 20 metros, con rápidos de clase II. En esta localidad las principales actividades humanas son las recreativas y la pesca (Sánchez, 2005; Fig. 1).

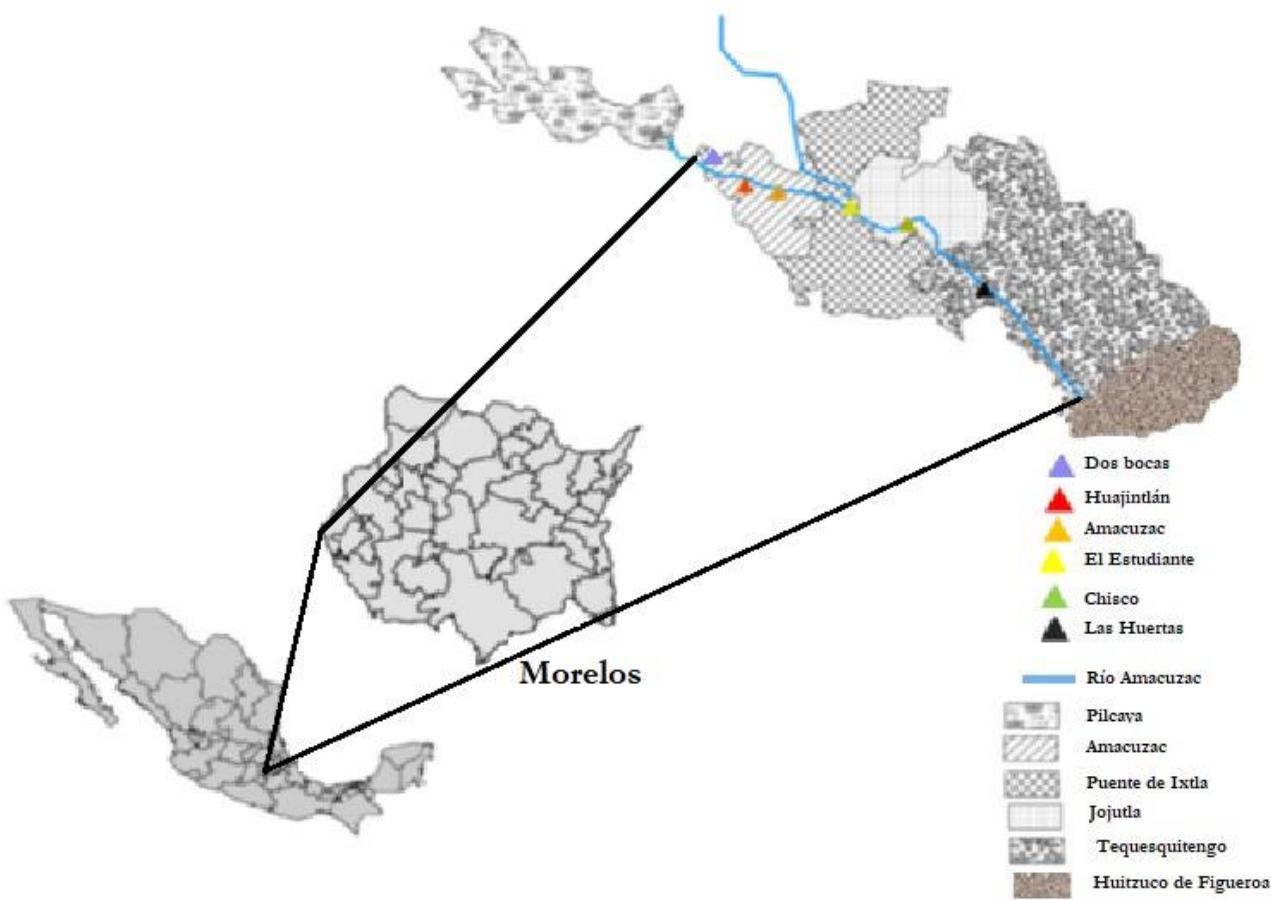


Figura 1. Ubicación de los sitios de estudio a través del río Amacuzac. Elaborado por Kenia Kiryataim Bonilla-Román (2020).

5. METODOLOGÍA

5.1. Trabajo de campo

Se realizaron cuatro visitas, dos en la temporada de estiaje frío (febrero 2018 y diciembre 2019) y dos en la temporada de estiaje cálido (abril 2018 y marzo 2019), en cada uno de los sitios seleccionados, y se registraron varios factores ambientales *in situ*: temperatura del agua y ambiental (°C), saturación de oxígeno disuelto (mg/L), conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}^3$), pH y sólidos suspendidos totales (SST mg/L^{-1}), con una sonda multiparamétrica Quanta. Así mismo, se midió la profundidad y transparencia con la ayuda del disco de Secchi. Para evaluar la calidad del agua en cada sitio se obtuvieron muestras de agua (por duplicado) para determinar diferentes parámetros en el laboratorio. Para los análisis bacteriológicos (contenido de coliformes totales y fecales) se obtuvieron muestra de agua en bolsas estériles (Whirlpack) de 100 mL. Todas las muestras fueron almacenadas en condiciones de refrigeración y oscuridad hasta su traslado al laboratorio.

La composición del zooplancton de cada sitio fue estimada filtrando 80 L de agua en una red con abertura de malla de 60 μm . Posteriormente se concentraron en frascos de 250 ml y se preservaron con formaldehído al 10 % para su posterior identificación en el laboratorio (Schwöerbel, 1975).

5.2. Trabajo de laboratorio

5.2.1. Parámetros físicos y químicos del agua

En el laboratorio con el empleo de diferentes técnicas (Boyd, 1981; Rodier, 1981; Contreras, 1994; Arredondo-Figueroa y Ponce-Palafox, 1998; Wetzel y Likens, 2000; APHA, 2012) se evaluaron diferentes parámetros como el nitrato (NO_3 mg/L), nitrito (NO_2 mg/L), color (Pt-Co unidades), dureza total (CaCO_3 mg/L^{-1}), alcalinidad (CaCO_3 mg/L^{-1}), cloruro (Cl^- mg/L), ortofosfatos (PO_4 mg/L), fósforo total (PT, mg. m^{-1}), demanda bioquímica de oxígeno a los cinco días (BOD_5 mg/L), clorofila “a” (Chla, mg. m^{-2}) y nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$ mg/L).

5.2.2. Coliformes totales y fecales

Las muestras de coliformes totales y fecales fueron analizadas mediante la prueba del número más probable, en series de cinco tubos con tres diluciones de acuerdo con lo propuesto por APHA (2012).

5.2.3 Índice de calidad del agua (ICA)

El Índice de calidad del agua (ICA) fue calculado usando el Índice ponderado multiplicativo de Dinius (1987). Se consideraron trece parámetros para calcular el ICA: oxígeno disuelto, conductividad, temperatura agua y ambiente, nitratos, nitritos, color, alcalinidad, dureza, demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), pH y coliformes totales y fecales, se obtiene un subÍndice de calidad para cada parámetro y se calcula el ICA para cada sitio de estudio. El resultado obtenido se ubica en una escala del ICA y se determina la idoneidad del agua para sus diferentes usos antropogénicos. El ICA es medido en una escala de 0 a 100. Los resultados obtenidos se miden de acuerdo con la (Tabla 1).

Tabla

1. Clases de calidad y rango del Índice de Dinius (1987).

| Calidad | Rango |
|-----------|--------|
| Excelente | 91-100 |
| Buena | 81-90 |
| Regular | 51-80 |
| Mala | 41-50 |
| Muy mala | 0-40 |

5.2.4. Estado trófico del ecosistema

Para designar el estado trófico del río en cada sitio y meses de estudio, se empleó el Índice de Carlson (1977), que utiliza como variables los valores medios anuales de la profundidad de visión del disco de Sechii y de las concentraciones superficiales del fósforo total (PT, $mg\ m^{-2}$), así como la media anual eufótica de clorofila “a” ($Chla$, $mg\ m^{-2}$), aplicándose las siguientes fórmulas:

$$\text{Transparencia (TSI}_{\text{DS}}) = 60 - (14.41) (\ln \text{ Transparencia})$$

$$\text{Clorofila (TSI}_{\text{CA}}) = 9.81 (\ln \text{ Clorofila "a"}) + 30.6$$

$$\text{Fósforo total (TSI}_{\text{PT}}) = 14.42 (\ln \text{ Fósforo total}) + 4.15$$

Donde:

ln = logaritmo natural

$$\text{TSI Carlson} = (\text{TSI}_{\text{DS}} + \text{TSI}_{\text{CA}} + \text{TSI}_{\text{PT}})/3$$

Este Índice proporciona valores que pueden variar entre 0 (oligotrofia) y 100 (eutrofia), situándose en torno a 50 el límite con la mesotrofia (Tabla 2).

Tabla 2. Clasificación de las aguas de acuerdo con el Índice del Estado Trófico de Carlson (TSI).

| <u>Estado trófico</u> | <u>Valor de TSI</u> |
|-----------------------|-----------------------------|
| Oligotrófico | ≤ 30 |
| Mesotrófico | $> 30 - \leq 60$ |
| Eutrófico | $> 60 - \leq 90$ |
| <u>Hipereutrófico</u> | <u>> 90</u> |

5.2.5. Parámetros de hábitat y condición de hábitat

Los ecosistemas fluviales, incluyendo sus riberas, constituyen paisajes con entidad propia que se ven fuertemente influenciados por su entorno (Allan, 1995), formando un mosaico dinámico de elementos paisajísticos y procesos ecológicos, con diferentes patrones de perturbación a lo largo del continuo fluvial (Ward et al., 2002). El régimen hidrológico es un factor determinante para su funcionamiento (Poff et al., 1997).

Para analizar los efectos de la agricultura, el abandono agrario y otros usos de suelo sobre la integridad de los sistemas fluviales se recurrió a un Índice de evaluación de la calidad ecológica o de hábitat, donde se consideran varios de los factores que inciden sobre la estructura y función de estos ecosistemas. Uno de estos Índices es el propuesto por Barbour et al. (1999) el cual evalúa la calidad ambiental de los cursos fluviales vadeables y sus riberas, consistiendo en una evaluación visual, por la cual se le asigna un valor de condición de acuerdo con los lineamientos descritos en la tabla 3.

Para cada sitio se suman los valores de todos los parámetros y así se obtiene una calificación agregada. Esta calificación se divide entre 200, que es el valor máximo posible y se utilizan los rangos del Departamento de Recursos Naturales de Vermont (VANR, 2004) para evaluar la condición de hábitat de cada sitio. Estos rangos son: óptima (0.85-1.0), subóptima (0.65-0.84), marginal (0.35-0.64) y pobre (0.0-0.34).

Tabla 3. Valores de los parámetros de la caracterización del hábitat de los sitios de estudio.

| | Óptimo | Subóptimo | Marginal | Pobre |
|--|--------------------|--------------------|-------------------|-----------------|
| 1 Sustrato/cobertura disponible | 20 - 16 | 15 - 11 | 10 - 6 | 5 - 0 |
| 2. Sustrato | 20 - 16 | 15 - 11 | 10 - 6 | 5 - 0 |
| 3. Regímenes de velocidad y profundidad | 20 - 16 | 15 - 11 | 10 - 6 | 5 - 0 |
| 4. Depósito de sedimento | 20 - 16 | 15 - 11 | 10 - 6 | 5 - 0 |
| 5. Estado del canal | 20 - 16 | 15 - 11 | 10 - 6 | 5 - 0 |
| 6. Alteración del canal | 20 - 16 | 15 - 11 | 10 - 6 | 5 - 0 |
| 7. Sinuosidad del canal | 20 - 16 | 15 - 11 | 10 - 6 | 5 - 0 |
| 8 Estabilidad del banco izquierdo | 10 - 9 | 8 - 6 | 5 - 3 | 2 - 0 |
| 8 Estabilidad del banco derecho | 10 - 9 | 8 - 6 | 5 - 3 | 2 - 0 |
| 9. Protección de la vegetación izquierdo | 10 - 9 | 8 - 6 | 5 - 3 | 2 - 0 |
| 9. Protección de la vegetación derecho | 10 - 9 | 8 - 6 | 5 - 3 | 2 - 0 |
| 10. Vegetación riparia izquierdo | 20 - 16 | 15 - 11 | 10 - 6 | 5 - 0 |
| 10. Vegetación riparia derecho | 20 - 16 | 15 - 11 | 10 - 6 | 5 - 0 |
| Total | (200 - 166) | (153 - 113) | (100 - 60) | (47 - 0) |

Fuente: Barbour et al. (1999).

5.2.6. Comunidades Zooplanctónicas

Para la identificación de la Subclase Copépoda y Suborden Cladóceras se realizaron preparaciones temporales para distinguir estructuras que permitieran el reconocimiento de las especies en el Laboratorio de invertebrados de la Facultad de Ciencias Biológicas de la Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Para la identificación del Filo Rotífera se extrajeron los organismos con ayuda de una pipeta Pasteur con bulbo previamente abierta bajo la técnica de calor y de un microscopio estereoscópico Nikon SMZ 1500.

La identificación se llevó a cabo examinando la estructura del *trophi*, utilizando la técnica de Sarma y Elías-Gutiérrez (1999) donde se realizó la desintegración del organismo colocando este

en un portaobjetos y añadiendo unas gotas de hipoclorito de sodio al 5% una vez desintegrado los tejidos se procedió a la observación con ayuda de un microscopio óptico Olympus CX 31 (con los objetivos 10x, 20x, 40x, y 100x) de las partes mandibulares dependiendo de la especie y en otros casos características morfológicas distintivas. Se emplearon diferentes claves taxonómicas (Smirnov, 1971; 1974; Pennak, 1978; Elías-Gutiérrez et al., 1997; 1999; Sarma, 1999; Thorp y Covich 2001; Covich et al., 2010; Sarma y Nandini, 2017).

Para el análisis cuantitativo se contó la totalidad de la muestra recolectada con ayuda de una cámara de Sedgwick-Rafter, con un microscopio compuesto Olympus CX 31. Los resultados se expresaron en densidad de org/mL⁻¹ y en valores porcentuales, con la siguiente formula:

$$\text{Org/mL} = (C) (1000) / (L)(D)(W)(S)$$

Donde:

C = Número de organismos contados

L = Longitud de la cámara Sedgewick Rafter

D = Profundidad del transecto

W = Amplitud del transecto

S = Número de transectos

Para jerarquizar la dominancia de las especies se realizó un diagrama de Olmstead-Tukey, que permite clasificar a las especies como dominantes, constantes, ocasionales y raras. Esta prueba no paramétrica, sirve para asociar dos variables continuas, a las que denominaron prueba de la suma del cuadrante (Sokal y Rohlf, 1981). Se obtiene a partir de la relación entre la abundancia de los organismos y sus frecuencias de aparición. El criterio de discriminación se basa en la mediana respectiva del logaritmo de la sumatoria de la abundancia absoluta mediana para el eje de las “X” y de la mediana de la frecuencia de aparición relativa para el eje de las “Y”. Al trazar ambas sobre el plano cartesiano se perfilan cuatro cuadrantes. Las especies dominantes, son aquellas que presentan la abundancia y la frecuencia mayor a la mediana. Las constantes presentan abundancias menores a la mediana y la frecuencia mayor a la mediana. Las ocasionales son las que presentan abundancia mayor a la mediana y frecuencia menor a la mediana. Por último, las especies raras presentan abundancias y frecuencias menores a ambas medianas (Varona-Cordero y Gutiérrez, 2003).

5.2.7. Índices ecológicos

La estructura del zooplancton se determinó mediante la riqueza numérica (número de taxones), Índice de dominancia con el Índice de Simpson, de diversidad de Shannon-Wiener, y equitatividad con el Índice de Pielou (Krebs, 1999). En el presente estudio se evaluó la dominancia por medio del Índice de Simpson.

$$D = \sum p_i^2$$

Donde:

p_i = abundancia proporcional de la especie i , es decir, el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

Los Índices de diversidad se aplican en situaciones de contaminación física o tóxica que atribuye un estrés sobre los organismos. Los ecosistemas estables se caracterizan generalmente por una alta diversidad de especies, donde cada una está representada por pocos individuos. Algunas condiciones naturales pueden reducir la diversidad (como cuerpos de agua pobres en nutrientes), así como por disturbios o estrés antropogénico, por lo que resulta fundamental que los Índices de diversidad sean usados para comparar sitios de características físicas y químicas similares. En este estudio, la diversidad se evaluó mediante la función de Shannon-Wiener, que combina dos componentes de la diversidad: el número de especies y la igualdad o desigualdad de los individuos entre la distribución de las diversas especies (Krebs, 1999).

$$H = -\sum (p_i) (\log_2 p_i)$$

Donde:

H = Índice de diversidad de Shannon-Wiener p_i = proporción del total de la muestra que corresponde a la muestra i .

La escala de contaminación para este Índice es de acuerdo con lo reportado por de Wilhm y Dorris (1968): Valores: 0-1.5: muy contaminado, 1.5-3.0: medianamente contaminado y 3.0-5.0: no contaminado.

Se evaluó la equitatividad de Pielou, el cual mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 1, de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Krebs, 1999).

$$J' = H' / H_{\max}$$

Donde:

J' = Índice de equitatividad de Pielou

H = Índice de diversidad de Shannon-Wiener

$H_{\max} = \log_2 S$

S = Número de especies

Para conocer si existen similitudes entre localidades, se empleó el Índice de Sørensen cuantitativo (Moreno, 2001) para comparar las comunidades.

$$I_{sc} = 2pN / aN + bN$$

Donde:

aN = número total de individuos en el sitio A bN =

número total de individuos en el sitio B

pN = sumatoria de la abundancia más baja de cada una de las especies compartidas entre dos sitios.

5.2.8. Índice sapróbico

Con las especies registradas de rotíferos se calculó el Índice sapróbico de Pantle y Buck (1955), se realizó utilizando la lista de rotíferos de Sládecek (1983), se realiza de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$S = \sum (N_j * S_i) / \sum N$$

Donde:

S = Índice sapróbico de Pantle y Buck

N_j = Abundancia relativa de la especie j

S_i = Valencia sapróbica de cada especie de rotífero (1 infrecuente, 3 frecuente y 5 abundante) N
= Abundancia total de las especies

La escala sapróbica está dada de la siguiente manera: 1.0 a 1.5) oligosapróbica, agua clara con ninguno o solo con un ligero grado de contaminación y un alto contenido de DO (demanda de oxígeno); 1.6–2.5) β -mesosapróbica, agua medianamente contaminada, cuyo contenido de DO sigue siendo alto; 2.6–3.5) α -mesosapróbica; aguas muy contaminadas cuyo contenido de DO no es muy alto y $3.6 \geq 4.4$) polisapróbica, agua con gran concentración de materia orgánica putrescible, el oxígeno se agota (déficit >90%; Pantle y Buck, 1955; Barinova et al., 2010).

5.3. Análisis de datos

Para la interpretación de los valores obtenidos de cada parámetro fisicoquímico se les aplicó métodos estadísticos descriptivos (promedio y coeficiente de variación). Para establecer posibles correlaciones entre las variables ambientales se utilizó el Índice de correlación de Spearman, el cual fue calculado previa transformación de los datos aplicando el log₁₀ con utilización del programa XLSTAT, 2016.

La normalidad de las variables se analizó mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov y la homogeneidad de varianza mediante la prueba de Levéne. Para los datos con distribución normal se utilizó la estadística paramétrica ANOVA. Para el caso de variables que no presentarán una distribución normal ni homogeneidad de varianza se utilizó las pruebas de Kruskal-Wallis, las evaluaciones se llevaron a cabo con el software STATISTICA versión 7.

Con el fin de evaluar el nivel de similitud de los sitios de estudio por sus características de calidad del agua y hábitat, parámetros fisicoquímicos y sus comunidades biológicas, se elaboró un análisis de agrupación jerárquica por correlación de Pearson (AJCP). El dendrograma se construyó con el método de unión por promedios no ponderados y corte automático por entropía. El análisis (AJCP) comprendió los datos promedio del Índice de calidad del hábitat (ICH), Índice de calidad del agua (ICA), Índice trófico de Carlson (ITC), Índice de saprobiedad (I_s), la biodiversidad (H') y las abundancias de las especies de zooplancton por sitio y meses de estudio. Todos los procedimientos estadísticos se llevaron a cabo con el paquete estadístico XLSTAT-2021.

6. RESULTADOS

6.1. Determinación de la calidad del agua y el estado trófico del río Amacuzac

6.1.1. Correlación entre parámetros físicos, químicos y microbiológicos del agua

Dado que una correlación expresa el grado de asociación entre dos variables, se procedió a realizar un análisis de correlación de Spearman, obteniendo las siguientes correlaciones con base en lo reportado por Hernández et al. (2010): positiva considerable con un valor de $R = 0.51 \pm 0.75$ entre la temperatura del agua con conductividad, total de sólidos disueltos (TDS) y dureza total (CaCO_3); conductividad eléctrica (CE) con alcalinidad, TDS y alcalinidad, nitrato (NO_3) y demanda bioquímica de oxígenos a los cinco días (DBO_5); fósforo (P) y cloruros, y dureza con alcalinidad; correlación positiva perfecta entre la conductividad y TSD; TDS y CaCO_3 ; saturación de oxígeno (% OD) y oxígeno disuelto (OD), así como entre las coliformes totales con coliformes fecales, también se obtuvieron correlaciones negativas considerables (0.51 a -0.75) entre la CE y las coliformes fecales; NO_3 con OD y % OD y entre DBO_5 y cloruros (Tabla 4).

Tabla 4. Correlación entre variables fisicoquímicas evaluadas.

| | Temp. | pH | CE | TSD | Color | NO ₃ | NO ₅ | NH ₃ -N | P | OD | % OD | DBO ₅ | CaCO ₃ | Alcalinidad | Cloruros | Col. Tot. | Col. Fec. |
|--------------------|-------|------|-------|-------|-------|-----------------|-----------------|--------------------|------|------|-------|------------------|-------------------|-------------|----------|-----------|-----------|
| Temp. | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| pH | 0.08 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| CE | 0.65 | 0.36 | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| TSD | 0.64 | 0.35 | 0.99 | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| Color | -0.27 | 0.00 | -0.32 | 0.28 | 1 | | | | | | | | | | | | |
| NO ₃ | 0.17 | 0.39 | -0.20 | -0.21 | 0.04 | 1 | | | | | | | | | | | |
| NO ₅ | 0.32 | 0.50 | -0.20 | -0.17 | -0.17 | 0.49 | 1 | | | | | | | | | | |
| NH ₃ -N | 0.40 | 0.48 | 0.37 | 0.37 | -0.36 | 0.24 | 0.14 | 1 | | | | | | | | | |
| P | 0.23 | 0.35 | 0.17 | 0.20 | -0.01 | 0.26 | 0.14 | -0.23 | 1 | | | | | | | | |
| OD | -0.31 | 0.12 | -0.31 | 0.35 | 0.14 | 0.54 | 0.35 | -0.42 | 0.08 | 1 | | | | | | | |
| % OD | -0.15 | 0.09 | -0.22 | 0.25 | 0.16 | 0.54 | -0.31 | -0.39 | 0.03 | 0.98 | 1 | | | | | | |
| DBO ₅ | -0.26 | 0.05 | -0.50 | 0.50 | 0.28 | 0.57 | 0.14 | 0.13 | 0.42 | 0.05 | 0.01 | 1 | | | | | |
| CaCO ₃ | 0.72 | 0.32 | 0.96 | 0.96 | -0.29 | 0.23 | -0.17 | 0.33 | 0.17 | 0.26 | -0.15 | -0.49 | 1 | | | | |
| Alcalinidad | 0.21 | 0.45 | 0.64 | 0.62 | -0.41 | 0.32 | -0.41 | 0.31 | 0.24 | 0.07 | -0.08 | -0.45 | 0.56 | 1 | | | |
| Cloruros | 0.39 | 0.24 | 0.32 | 0.36 | 0.08 | -0.3 | 0.25 | -0.18 | 0.72 | 0.07 | 0.00 | -0.52 | 0.36 | 0.02 | 1 | | |
| Col. Tot. | -0.27 | 0.27 | -0.38 | 0.36 | 0.35 | 0.06 | 0.29 | -0.48 | 0.04 | 0.22 | 0.21 | 0.14 | -0.33 | -0.37 | 0.01 | 1 | |
| Col. Fec. | -0.33 | 0.29 | -0.51 | 0.48 | 0.8 | 0.03 | 0.36 | -0.40 | 0.05 | 0.23 | 0.21 | 0.27 | -0.45 | -0.43 | -0.11 | 0.91 | 1 |

CE 0 Conductividad eléctrica; TSD Total de solidos disueltos; NO₃ = Nitratos; NO₅ = Nitritos; NH₃-N = Nitrógeno amoniacal; P = Fósforo; OD = Oxígeno disuelto; % OD = Saturación de oxígeno; DBO₅ = Demanda bioquímica de oxígeno a los cinco días; CaCO₃ = Dureza Total **24**

6.1.2. Índice de calidad del agua (ICA)

Los valores del ICA durante el periodo de estudio permanecieron por debajo de 80 (rango de 62.2 a 74.8) en una escala de 0 a 100, con una media global de 67.4 ± 4.0 , lo que se considera como agua de calidad regular (Fig. 2a). Las puntuaciones de ICA no exhibieron variaciones temporales, ya que todos los meses presentaron valores de aguas regulares (Fig. 2b), mientras que espacialmente los puntajes más bajos se registraron en las estaciones E5 y E6 (51.98 y 43.95 respectivamente) correspondiente a marzo, en la estación E6 se considera como agua de mala calidad, en tanto que la estación E1 exhibió los valores máximos en los meses de febrero, diciembre y marzo (77.93, 77.63 y 79.92 en el mismo orden; Fig.2c). De acuerdo con la prueba de Kruskal-Wallis con un valor de significancia de $p < 0.05$, no hubo diferencias significativas espaciales y temporales.

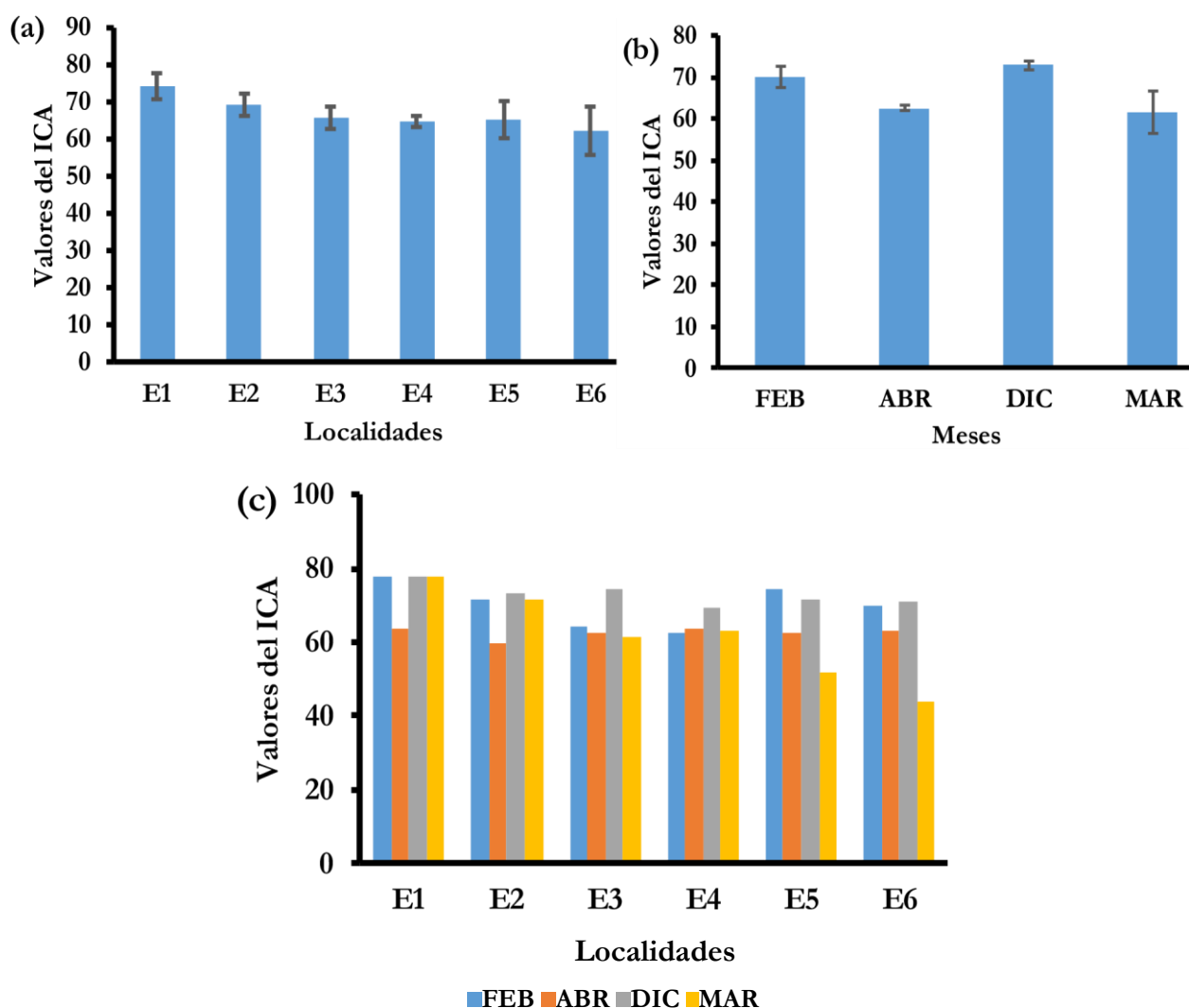


Figura 2. Resultados del Índice de Calidad del Agua (ICA) (a) Promedio general por estación (b) valores por periodos de colecta, (c) valores medios entre estaciones y periodos de colecta.

De acuerdo con los rangos asociados al valor numérico del ICA, se puede clasificar a las localidades de estudio dependiendo al uso al que está siendo destinada el agua. A lo largo del río Amacuzac, se puede observar tres tipos de usos, los cuales son a) agrícola, b) pesca y vida acuática y c) uso recreativo, que de acuerdo con esta clasificación se indican criterios o límites aconsejables para hacer un uso consciente del agua (Tabla 5).

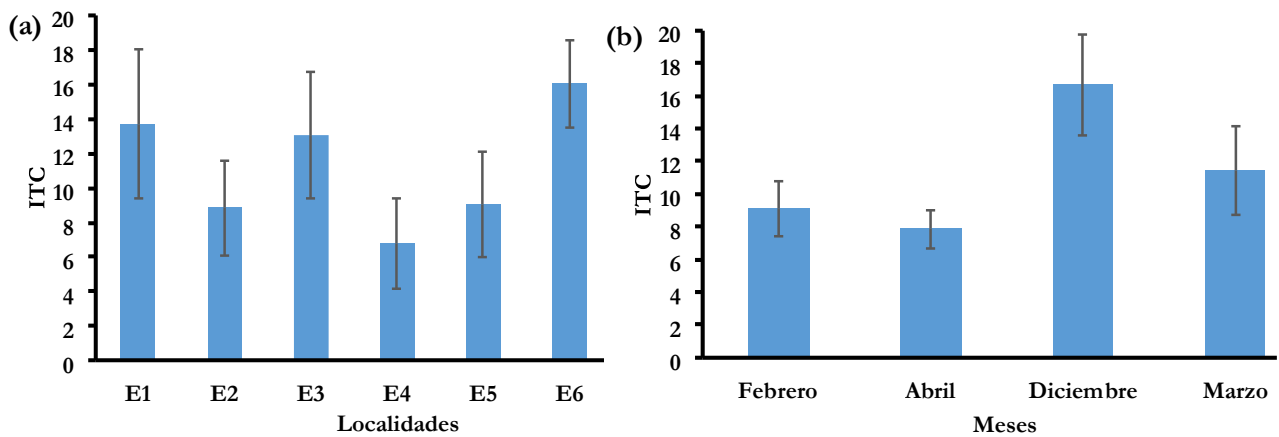
Con base en el uso agrícola las localidades E1, E2 y E5 en febrero, todas las localidades de diciembre (excepto E4), E1 y E2 en marzo, entran en el criterio, purificación menor para cultivos que requieren de agua de alta calidad. En uso de pesca y vida acuática, se consideran con límites para peces muy sensibles. Para el uso recreativo, en estas localidades se puede realizar cualquier tipo de deporte acuático. El resto de las localidades (uso agrícola), caen en la categoría de utilizable en mayoría de cultivos, excepto E6 (marzo), que le corresponde a tratamiento requerido para la mayoría de los cultivos. En el uso de pesca y vida acuática, se consideran como dudosa la pesca sin riesgo de salud, para E6, vida acuática limitada a especies muy resistentes. Para uso recreativo en el mismo orden, E1, E2 y E5 (febrero), todas las localidades de diciembre (excepto E4), E1 y E2 (marzo) se deben de restringir los deportes de inmersión y tener precaución con su ingesta; el resto de las localidades, dudosa para contacto con el agua y para E6 (marzo), evitar contacto, solo con lanchas (Tabla 5).

Tabla 5. Criterios o límites aconsejables en función de los valores del ICA.

| Rango | Uso en agricultura | Uso pesca y Vida acuática | Uso recreativo (UR) | Rango UR |
|----------|--|---|--|----------|
| 91 - 100 | No requiere purificación para riego | Pesca y vida acuática abundante | Cualquier tipo de deporte acuático | 71 - 100 |
| 71 - 90 | Purificación menor para cultivos que requieren de agua de alta calidad | Límites para peces muy sensibles | Restringir los deportes de inmersión, precaución si se ingiere dada la posibilidad de presencia de bacterias | 51 - 70 |
| 51 - 70 | Utilizable en mayoría de cultivos | Dudosa la pesca sin riesgo de salud | Dudosa para contacto con el agua | 41 - 50 |
| 31 - 50 | Tratamiento requerido para la mayoría de los cultivos | Vida acuática limitada a especies muy resistentes | Evitar contacto, solo con lanchas | 31 - 40 |
| 21 - 30 | Uso sólo en cultivos muy resistentes | Inaceptable para actividad pesquera | Contaminación visible, evitar cercanía | 21 - 30 |

6.1.3. Estado trófico del río, con base al Índice de Carlson

En los cuatro meses de muestreo se observó que el río Amacuzac se mantiene en un estado oligotrófico con un promedio general de 11.26 ± 1.25 . En cuanto al análisis espacial, se observaron valores entre 6.81 ± 2.61 (E4) a 16.01 ± 2.53 (E6, Fig. 3a), así mismo, el análisis temporal mostró valores de 7.9 ± 1.15 a 16.7 ± 3.07 , correspondientes a abril y diciembre, respectivamente (Fig. 3b). Mientras que espacialmente los puntajes más bajos se registraron en las estaciones E4 en febrero y abril (1.42 y 3.63 en el mismo orden) y E5 en abril y diciembre (4.76 y 3.48 correspondientemente), en tanto que los valores máximos correspondiente a las estaciones E1, E3 y E6 en diciembre (26.04, 23.38, 19.01 respectivamente) y en E6 en marzo (21.27; Fig.3c). De acuerdo con las pruebas de Kruskal-Wallis (estacional) y Anova (temporal) no hubo diferencias significativas, con un valor de significancia de $p < 0.05$.



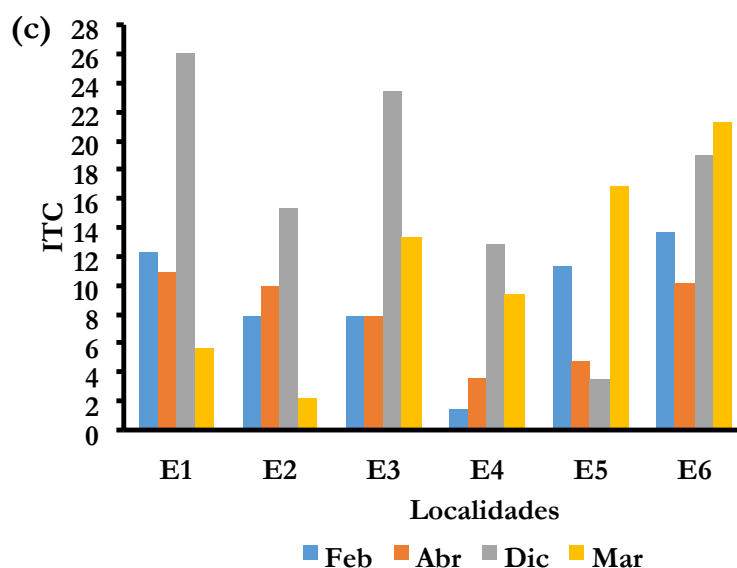


Figura 3. Valores del Índice del estado trófico de Carlson. (a) Valores por localidades colecta, (b) Valores por periodos de colecta. Las barras son el valor del error estándar.

6.2. Parámetros de calidad de hábitat y condición de hábitat

La valoración de la calidad de hábitat de las seis localidades en las que se realizó el estudio muestran de manera general que de acuerdo al promedio, tres de las localidades presentan una calidad de tipo Marginal (E2, E3 y E6), siendo la localidad E2 la que presentó valores más bajos en el mes de diciembre (0.38), siendo las variables tales como la pérdida y reducción de la vegetación, estabilidad de la ribera (presencia o ausencia de erosión), velocidad y profundidad y la deposición de sedimentos, las que se vieron principalmente afectadas. Al igual que E2, la localidad E3 registró un valor mínimo en el mes de diciembre (0.52); esta localidad tiene presencia de zona urbana, y actividad agrícola, lo que propicia que haya una alteración en el cauce, como la canalización por la presencia de puentes para circulación automovilística, reducción de la vegetación en ambos márgenes, así como la erosión. La localidad E6 registra un valor bajo en el mes de febrero 0.49 y uno alto de 0.54 en el mes de diciembre, con un promedio de 0.51., cerca de esta localidad se llevan a cabo actividades recreativas (balnearios turísticos), presentando erosión de ribera, mayor visibilidad del sustrato rocoso.

El sitio considerado como zona de referencia (E1) registró una condición de hábitat subóptimo, mostrando calificaciones altas en la mayoría de los factores internos (Tabla 5), con el valor mínimo en abril (0.74); mostrando una heterogeneidad y estabilidad del sustrato lo que permite

que el sitio sea apto para ser colonizado por la flora y fauna, así como una baja deposición de sedimentos, una mayor estabilidad en los bancos con una baja erosión, una mayor protección de la vegetación. Así mismo, las localidades de la parte media del río E4 y E5 presentan una condición de hábitat subóptimo, mostrando E4 un valor mínimo en febrero (0.56) y un máximo en diciembre (0.85), en tanto que E5 tuvo su valor mínimo en abril (0.56) y su máximo en diciembre (0.70), mostrando ambas localidades como factor de influencia la presencia de zonas urbanas. Los resultados obtenidos con la prueba Anova reflejan que no hay diferencias significativas entre la temporalidad, sin embargo, si se presentan diferencias significativas espacial (Tabla 6).

Tabla 6. Valoración de los parámetros de condición de hábitat por temporada

| | Feb | Abr | Dic | Mar | Promedio | Condición VANR (2004) |
|----|------|------|------|------|----------|------------------------------|
| E1 | 0.78 | 0.74 | 0.76 | 0.83 | 0.78 | Subóptimo |
| E2 | 0.46 | 0.41 | 0.38 | 0.55 | 0.45 | Marginal |
| E3 | 0.63 | 0.56 | 0.52 | 0.64 | 0.59 | Marginal |
| E4 | 0.56 | 0.64 | 0.71 | 0.85 | 0.69 | Subóptimo |
| E5 | 0.69 | 0.65 | 0.70 | 0.67 | 0.67 | Subóptimo |
| E6 | 0.49 | 0.51 | 0.54 | 0.53 | 0.51 | Marginal |

6.3. Análisis de la riqueza, abundancia, frecuencia y diversidad de los organismos del zooplancton presentes y su bioindicación con base en el Índice saprobico.

6.3.1. Comunidades Zooplanctónicas

Como resultado del estudio del zooplancton se registraron dos Filos, tres clases, tres subclases, cinco órdenes, 17 familias, 24 géneros y 38 especies. Los organismos colectados corresponden a tres grandes grupos, los rotíferos con tres órdenes, 13 familias, 17 géneros y 29 especies, los cladóceros con una clase, un orden, seis géneros y ocho especies. Los copépodos fueron representados por una clase, una subclase, un orden, una familia y un género (*Eucyclops*). Cabe mencionar que se encontraron varios crustáceos en estadio nauplio. El orden Ploimida fue el que

exhibió el mayor número de familias, con un total de 11, dentro de estas, la Familia Lecanidae es la que aportó el mayor número de especies, con un total de siete especies (Tabla 7).

Se registró un total de 27,307 org/mL a lo largo de todo el periodo de estudio, de los cuales 17,442 org/mL (63.87%) corresponden a los rotíferos, 2,266 org/mL (8.30%) a los cladóceros y 7,599 org/mL (27.83%) a los copépodos. Dentro de los rotíferos el orden Bdelloidea (especies no identificadas) registró el número mayor de organismos con un total de 6,215 org/mL, lo cual representa el 22.75% del porcentaje de los rotíferos, seguida de las especies *Euchlanis dilatata* con un total de 3,530 org/mL (12.92%). Mientras que, en los cladóceros la especie *Alona* sp, fue la que exhibió los valores máximos, con un total de 1,099 org/mL (4.05%). En cuanto a los copépodos, los organismos en estadio de nauplio fueron los que registraron el número mayor, con un total de 5,815 org/mL, correspondiente al 21.29% del total de los copépodos.

El diagrama de Olmstead-Tukey para la comunidad zooplanctónica mostro 18 especies dominantes, se observó un total de diez rotíferos (*C. physalis*, *N. pachyura*, *N. ghytura*, *T. elongata*, *T. weberi*, *D. forcipatus*, *T. macronata*, *T. patina*, *I. nevadensis*, *Chydorus* sp); seis especies de cladóceros (*Moina* sp, *M. affinis*, *Alona* sp, *A. cf. intermedia*, *O. longicandis*, *L. cf. striata*) y *Eucyclops* sp, que es una especie de copépodo y nauplios de copépodos. Se observó un total de cuatro especies constantes correspondiente al grupo de los cuales corresponden a los rotíferos (*C. gibba*, *E. senta*, *Itura* sp *P. aculeatus*). Sólo se reportó una especie ocasional, la cual corresponde a los rotíferos (*L. hamata*). Por último, las especies raras fueron 15, todas del grupo de los rotíferos (*E. dilatata*, *L. cornuta*, *L. bulla*, *L. luna*, *L. papauana*, *L. leotina*, *L. patella*, *L. romboides*, *T. tetractis*, *M. ventralis*, *M. mucronata*, *P. quadricornis*, *Philodina* sp.) y el orden Belloidea (Fig. 4)

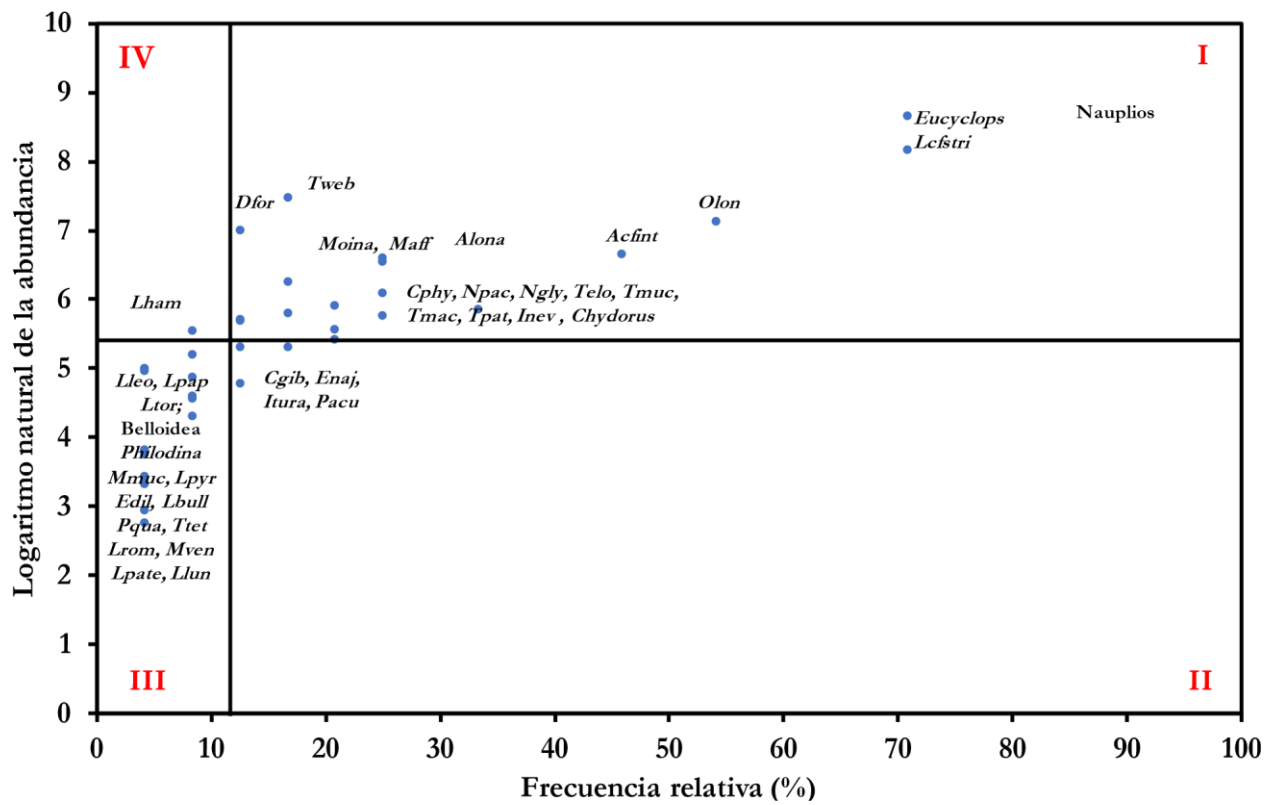


Figura 4. Diagrama de Olmstead-Tukey para la comunidad zooplanctónica. Especies: I Dominantes, II Constantes, III Raras, IV Ocasionales.

Tabla 7. Clasificación taxonómica del zooplancton en el río Amacuzac

| PHYLUM | CLASE | SUBCLASE | ORDEN | FAMILIA | GENERO | ESPECIE | | | | | | | | |
|----------------------------------|-------------|---------------|-------------|--------------|------------------|-------------------------------------|--|-------------------------------------|---------------------------------|--|--|---------------|-----------------------------------|--------------------------------|
| Rotífera | Eurotatoria | Digononta | Bdelloidea | Philodinidae | <i>Philodina</i> | <i>Philodina</i> sp Ehrenberg, 1838 | | | | | | | | |
| | | | Monogononta | Ploimida | Brachionidae | <i>Platytias</i> | <i>P. quadricornis</i> Ehrenberg, 1832 | | | | | | | |
| | | | | | Euchlanidae | <i>Beauchampiella</i> | <i>B. endactylota</i> Gosse 1886 | | | | | | | |
| | | | | | | <i>Euchlanis</i> | <i>E. dilatata</i> Ehrenberg, 1832 | | | | | | | |
| | | Mytilinidae | | | | | <i>Mytilina</i> | <i>M. mucronata</i> Müller, 1773 | | | | | | |
| | | | | | | | | <i>M. ventralis</i> Ehrenberg, 1830 | | | | | | |
| | | Trichotriidae | | | | | <i>Trichotria</i> | <i>T. tetractis</i> Ehrenberg, 1830 | | | | | | |
| | | Lepadellidae | | | | | | <i>Lepadella</i> | <i>L. patella</i> Müller, 1786 | | | | | |
| | | | | | | | | | <i>L. romboides</i> Gosse, 1886 | | | | | |
| | | | | | | | | | <i>L. bulla</i> Gosse, 1851 | | | | | |
| | | | | | | | | | <i>L. cornuta</i> Müller, 1786 | | | | | |
| | | | | | | | | | <i>L. hamata</i> Stokes, 1896 | | | | | |
| | | | | | | | | Lecanidae | | | | | | <i>L. leotina</i> Turner, 1892 |
| | | | | | | | | | | | | | | <i>L. luna</i> Müller, 1776 |
| | | | | | | | | | | | | | | <i>L. papuana</i> Murray, 1913 |
| <i>L. pyriformis</i> Daday, 1905 | | | | | | | | | | | | | | |
| Lindiidae | | | | | | | | | | | | <i>Lindia</i> | <i>L. torulosa</i> Dujardin, 1841 | |
| Notommatidae | | | | | | | <i>Cephalodella</i> | <i>C. gibba</i> Ehrenberg, 1830 | | | | | | |
| | | | | | | | | <i>C. physalis</i> Myers, 1924 | | | | | | |

Continuación Tabla 7.

| PHYLUM | CLASE | SUBCLASE | ORDEN | FAMILIA | GENERO | ESPECIE | | | | |
|------------|--------------|-------------|-------------|----------------|--------------------|-------------------------------------|--|---------------------------------|------------------|---------------------------------|
| Rotífera | Eurotatoria | Monogononta | Ploimida | Notommatidae | <i>Epiphanes</i> | <i>E. senta</i> Ehrenberg, 1830 | | | | |
| | | | | | <i>Notommata</i> | <i>N. ghytura</i> Wulfert, 1935 | | | | |
| | | | | | | <i>N. pachytura</i> Gosse, 1886 | | | | |
| | | | | | Ituridae | <i>Itura</i> | <i>Itura</i> sp Harring y Myers, 1928 | | | |
| | | | | Trichocercidae | <i>Trichocerca</i> | <i>T. elongata</i> Gosse, 1886 | | | | |
| | | | | | | <i>T. weberi</i> Jennings, 1903 | | | | |
| | | | | | Dicranophoridae | <i>Dicranophorus</i> | <i>D. forcipatus</i> Müller, 1786 | | | |
| | | | | | | <i>Paradicranophorus</i> | <i>P. aculeatus</i> Wiszniewski, 1954 | | | |
| | | | | | Gnesiotrocha | Testudinellidae | <i>Testudinella</i> | <i>T. mucronata</i> Gosse, 1886 | | |
| | | | | | | | | <i>T. patina</i> Hermann, 1783 | | |
| Arthropoda | Branchiopoda | | Diplostraca | Moinidae | <i>Moina</i> | <i>Moina</i> sp Baird, 1850 | | | | |
| | | | | | | <i>M. affinis</i> Birge, 1893 | | | | |
| | | | | | Ilyocryptidae | <i>Ilyocryptus</i> | <i>I. nevadensis</i> Elías-Gutiérrez, 2000 | | | |
| | | | | Chydoridae | <i>Chydorus</i> | <i>Chydorus</i> sp Leach, 1816 | | | | |
| | | | | | <i>Alona</i> | <i>Alona</i> sp Bair, 1843 | | | | |
| | | | | | | <i>A. cf. intermedia</i> Sars, 1862 | | | | |
| | | | | | | <i>Oxyurella</i> | <i>O. longicaudis</i> Birge, 1910 | | | |
| | | | | | | <i>Leydigia</i> | <i>L. cf. striata</i> Birabén, 1939 | | | |
| | | | | | Maxillopoda | Copepoda | Cyclopoida | Cyclopidae | <i>Encyclops</i> | <i>Encyclops</i> sp Claus, 1893 |

6.3.2. Riqueza y abundancia temporal de las especies del zooplancton

De forma general, hubo una variación temporal en la riqueza de especies, ya que el mes de abril exhibió un total de 32 especies, seguido del mes de febrero con un total de 22 especies, mientras que el mes de diciembre fue el que tuvo el menor número de especies (Tabla 8).

En el orden Bdelloidea, las especies *P. quadricornis*, *E. dilatata*, *L. papuana*, *E. senta*, *N. pachyura*, *D. forcipatus*, *Eucyclops* sp y el estado nauplio se presentaron en todos los meses de muestreo. Las especies *N. glyphura*, *Itura* sp, *M. affinis* y *Chydorus* sp fueron exclusiva del mes de febrero. En el mes de abril, se registró un total de siete especies exclusivas (*M. ventralis*, *L. patella*, *L. pyriformis*, *T. weberi*, *P. aculeatus*, *T. patina* y *Alona* sp), mientras que el mes de diciembre sólo se observó a *C. physalis* como especie exclusiva, en el mes de marzo, no hubo especies exclusivas (Tabla 8).

Se registró que, en abril se tuvo una mayor abundancia de individuos con un total de 12,389 org/mL lo que corresponden al 45.36% de la abundancia total, seguida de marzo con 8,027 org/mL (29.39%) mientras que los meses del estiaje frío (febrero y diciembre) exhibieron las abundancias mínimas (3,624 org/mL; 13.27% y 3,267 org/mL, 11.96% respectivamente). Todos los grupos de estudio tuvieron sus mayores abundancias en el mes de abril (8,446 org/mL rotíferos; 1,427 org/mL cladóceros), excepto los copépodos que exhibieron su valor máximo en marzo (2,746 org/mL). Los valores mínimos de rotíferos corresponden al mes de febrero (1,797 org/mL), mientras que en diciembre los cladóceros y los copépodos mostraron sus valores mínimos de 28 org/mL y 731 org/mL en el mismo orden (Tabla 8).

En el grupo de los rotíferos, el orden Bdelloidea fue el que exhibió la mayor abundancia (6,215 org/mL), con un máximo en abril (3,324 org/mL) y un mínimo en febrero (637 org/mL), seguido de *E. dilatata* (3,324 org/mL), con un valor máximo en abril (1,568 org/mL) y mínimo en diciembre (324 org/mL) y *N. pachyura* (1,258 org/mL), con dos valores máximos, uno en abril (511 org/mL) y otro en marzo (589 org/mL) y un valor mínimo en febrero (16 org/mL). En cuanto a los cladóceros, *Alona* sp. fue el que presentó la mayor abundancia (1,099 org/mL), pero solamente se registró en abril. En el grupo de los copépodos, *Eucyclops* sp exhibió un valor máximo en abril (956 org/mL) y los nauplios en marzo (2,137 org/mL) y los valores mínimos en

diciembre (78 org/mL y 681 org/mL respectivamente, Tabla 8). Los resultados obtenidos con la prueba Anova reflejan que no hay diferencias significativas.

Tabla 8. Variación y abundancia (org/mL) temporal del zooplancton

| | FEBRERO | ABRIL | DICIEMBRE | MARZO |
|--------------------------|----------------|--------------|------------------|--------------|
| Bdelloidea | 637 | 3324 | 1025 | 1229 |
| <i>Philodina</i> sp | | 93 | 28 | |
| <i>P. quadricornis</i> | 62 | 68 | 77 | 146 |
| <i>E. dilatata</i> | 474 | 1568 | 324 | 1164 |
| <i>M. mucronata</i> | | 225 | 31 | |
| <i>M. ventralis</i> | | 150 | | |
| <i>T. tetractis</i> | 137 | 102 | | 459 |
| <i>L. patella</i> | | 143 | | |
| <i>L. romboides</i> | | 97 | 78 | 28 |
| <i>L. bulla</i> | | 131 | | 199 |
| <i>L. cornuta</i> | 60 | 140 | 28 | |
| <i>L. hamata</i> | | 128 | 53 | |
| <i>L. leotina</i> | 78 | 587 | | 72 |
| <i>L. luna</i> | | 203 | | 93 |
| <i>L. papuana</i> | 56 | 112 | 56 | 94 |
| <i>L. pyriformis</i> | | 43 | | |
| <i>L. torulosa</i> | 44 | 31 | | |
| <i>C. gibba</i> | 78 | 96 | 87 | |
| <i>C. physalis</i> | | | 46 | |
| <i>E. senta</i> | 47 | 305 | 78 | 12 |
| <i>N. ghytura</i> | 46 | | | |
| <i>N. pachyura</i> | 16 | 511 | 142 | 589 |
| <i>Itura</i> sp | 31 | | | |
| <i>T. elongata</i> | | 31 | | 492 |
| <i>T. weberi</i> | | 28 | | |
| <i>D. forcipatus</i> | 31 | 227 | 455 | 74 |
| <i>P. aculeatus</i> | | 19 | | |
| <i>T. mucronata</i> | | 56 | | 40 |
| <i>T. patina</i> | | 28 | | |
| <i>Moina</i> sp | 34 | 97 | | 72 |
| <i>M. affinis</i> | 43 | | | |
| <i>I. nevadensis</i> | | | 28 | 72 |
| <i>Chydorus</i> sp | 16 | | | |
| <i>Alona</i> sp. | | 1099 | | |
| <i>A. cf. Intermedia</i> | 66 | 147 | | 159 |
| <i>O. longicaudis</i> | 47 | 84 | | |

| | | | | |
|-----------------------|------|------|-----|------|
| <i>L. cf. Striata</i> | 15 | | | 287 |
| <i>Eucyclops</i> sp | 141 | 956 | 78 | 609 |
| Nauplios | 1465 | 1560 | 653 | 2137 |
| Riqueza | 22 | 32 | 17 | 20 |

6.3.3. Riqueza y abundancia espacial de las especies del zooplancton

Con base en los resultados espaciales, se registró que, la localidad E4 fue la que exhibió el mayor número de especies (26 lo que representa el 26%), seguida de la E5 con 23 especies (21%), mientras que la localidad E3 registró 18 especies, lo que representa el 18%, la localidad E2 mostró el menor número de especies (cinco especies, 4%; Tabla 9).

El orden Bdelloidea, *E. dilatata*, *N. pachyura*, *D. forcipatus* y el estadio nauplio se presentaron en todas las localidades, excepto *D. forcipatus* que no se observó en E5 y el estadio nauplio en E2. Se registraron especies exclusivas de algunas localidades, como *M. affinis* (E1), *L. patella* y *L. pyriformis* (E3); *M. ventralis*, *N. glypura*, *Itura sp*, *P. aculeatus*, *T. patina* y *Moina sp* (E4); *C. physalis*, *M. mucronata*, *O. longicaudis* y *Eucyclops sp.* (E5); *Chydorus sp.* en E6 (Tabla 9).

Se registró que la localidad E4 fue la que exhibió el mayor número de individuos con un total de 9,531 org/mL, lo que corresponde al 34.9% de la abundancia total, seguida de E5 con 6,481 org/ml (23.7%), la localidad E2 fue la que mostró la abundancia mínima (1,220 org/mL, 4.46%). Cabe mencionar que E2, sólo registro organismos del grupo de los rotíferos. El grupo de los rotíferos tuvo sus mayores abundancias en E4 (7,578 org/mL, 27.74%), el valor mínimo corresponde a E6 (861 org/mL, 3.15%), en tanto que E5 fue la que tuvo el mayor número de individuos del grupo de los cladóceros (924 org/mL, 3.38%) y el mínimo en E1 (43 org/mL, 0.15%). Los copépodos, exhibieron su máxima abundancia en E5 (2,515 org/mL, 9.21%) y el mínimo en E3 (487 org/mL, 1.78%; Tabla 9).

De las especies de los rotíferos, *E. dilatata* fue la que exhibió la mayor abundancia, observándose el mayor número de individuos en la localidad E4 (1,880 orgm/L) y el menor en E3 (240 org/mL), seguida de *N. pachyura* con un total de 1,258 orgm/L, con un máximo en E4 (608 org/mL) y un mínimo en E1 (16 org/mL). En cuanto a los cladóceros, *Alona sp.* fue el que presentó la mayor abundancia (1,158 org/mL), con dos máximos (E5 462 org/mL y E6 484

org/mL) y un mínimo en E4 (153 org/mL), *M. affinis* y *Chydorus* sp tuvieron los valores mínimos (43 y 16 org/mL correspondientemente), registrándose únicamente en E3 la primera y en E6 el segundo. En el grupo de los copépodos, el género *Eucyclops* sp, únicamente fue recolectado en E5 (1,784 org/mL), sin embargo, en todas las localidades, excepto en E2, se recolectaron nauplios de copépodos con una abundancia total de 5,815 org/mL, exhibiendo dos máximos (E1 1,556 org/mL y E6 1,687 org/mL) y un mínimo (487 org/mL) en E3 (Tabla 9). Los resultados obtenidos con la prueba Anova reflejan que no hay diferencias significativas.

Tabla 9. Variación y abundancia (org/mL) espacial del zooplancton

| | E1 | E2 | E3 | E4 | E5 | E6 | Belloidea | 1196 | 752 | 1136 | 2195 | 749 | 187 |
|----------------------|-----|-----|----|------------------------|-----|-----|-----------|------|-----|------|------|-----|-----|
| <i>Philodina</i> sp | 62 | 28 | 31 | <i>P. quadricornis</i> | 84 | 176 | 62 | 31 | | | | | |
| <i>E. dilatata</i> | | 559 | | 278 | 240 | | 1880 | | 290 | | | | 283 |
| <i>M. mucronata</i> | | | | | | | 225 | | 31 | | | | |
| <i>M. ventralis</i> | | | | | | | | 150 | | | | | |
| <i>T. tetractis</i> | 28 | | | | | | 149 | | 521 | | | | |
| <i>L. patella</i> | | | | | | | 143 | | | | | | |
| <i>L. romboides</i> | | | | | | | 84 | 91 | | | 28 | | |
| <i>L. bulla</i> | 18 | | | 31 | | | | 100 | | | 181 | | |
| <i>L. cornuta</i> | | | | | | | | 97 | | | 131 | | |
| <i>L. hamata</i> | | | | | | | 128 | | | | 53 | | |
| <i>L. leotina</i> | | | | | | | | 93 | | | 575 | | 69 |
| <i>L. luna</i> | 178 | | | | | | | 25 | | | 93 | | |
| <i>L. papuana</i> | | | | | | | | 127 | | | 191 | | |
| <i>L. pyriformis</i> | | | | | | | 43 | | | | | | |
| <i>L. torulosa</i> | | 44 | | | | | 31 | | | | | | |
| <i>C. gibba</i> | | 44 | | | | | 34 | 96 | | | 53 | | 34 |
| <i>C. physalis</i> | | | | | | | | | | | 46 | | |
| <i>E. senta</i> | | | | | | | 62 | 181 | | | 199 | | |
| <i>N. glypura</i> | | | | | | | | | | | 46 | | |
| <i>N. pachyura</i> | | 16 | | 84 | | | 137 | 608 | | | 249 | | 164 |
| <i>Itura</i> sp | | | | | | | | 31 | | | | | |
| <i>T. elongata</i> | | 31 | | | | | 34 | 421 | | | 37 | | |
| <i>T. weberi</i> | | | | | | | 28 | | | | | | |
| <i>D. forcipatus</i> | | 102 | | 75 | | | 130 | 418 | | | | | 62 |
| <i>P. aculeatus</i> | 19 | | | <i>T. mucronata</i> | 96 | | | | | | | | |

| | | | | | |
|--------------------------|------|-----|------|------|------|
| <i>T. patina</i> | | | | | 28 |
| <i>Moina</i> sp | | | 203 | | |
| <i>M. affinis</i> | 43 | | | | |
| <i>I. nevadensis</i> | | 72 | | | 28 |
| <i>Chydorus</i> sp | | | | | 16 |
| <i>Alona</i> sp | | | 153 | 462 | 484 |
| <i>A. cf. Intermedia</i> | | | 19 | 331 | 22 |
| <i>O. longicaudis</i> | | | | 131 | |
| <i>L. cf. Striata</i> | | 78 | 224 | | |
| <i>Eucyclops</i> sp | | | | 1784 | |
| | 1556 | 487 | 1354 | 731 | 1687 |
| | 13 | 5 | 18 | 26 | 13 |
| Nauplios | | | | | |
| Riqueza | | | | | |

6.3.4. Riqueza y abundancia temporal por localidades de las especies del zooplancton

La localidad E5, fue la que mostró el mayor número de especies en los meses de diciembre y marzo (12 y 14 especies respectivamente). La localidad E3 fue la que exhibió el número mayor de especies en febrero (11 especies), mientras que en abril la localidad que mostró el número máximo fue E4 con 21 especies. La localidad E2 en todos los meses mostró un número bajo de especies (2 y 3 especies, Tabla 10).

El orden Bdelloidea se registró en todas las localidades y meses de estudio, excepto en E6 en marzo, exhibiendo una frecuencia de ocurrencia del 98.5%, seguido de *N. pachyura* y *D. forcipatus* con un 54.4 y 45.8 % de frecuencia de ocurrencia respectivamente. El rotífero *E. dilatata* y los nauplios también se registraron en la mayoría de las localidades y meses de muestreo, representando cada uno el 70.8% de frecuencia de ocurrencia. Los rotíferos *P. quadricornis*, *T. tetractis*, *L. leotina* y *E. senta* presentaron frecuencias de ocurrencia relativamente altos (33.3% *P. quadricornis* y 25.0% para cada una de las especies restantes). Se registraron especies exclusivas por localidad y meses de muestreo, como *N. ghytura* (E5), *Itura* sp (E4), *M. affinis* (E1) y *Chydorus* sp (E6) en febrero, en tanto que en abril las especies exclusivas fueron *L. patella*, *L. pyriformis*, *T. weberi* en E3, *M. ventralis* y *P. aculeatus* en E4 y en diciembre se registró a *C. physolis* en la localidad E5 (Tabla 10).

En cuanto a las abundancias la localidad E4 en abril, fue la que exhibió el valor máximo 5,470 orgm/L, lo que representa el 20% de la abundancia total, seguida de E5 (2,860 org/mL, 10.5%) también en abril, E4 con 2,632 org/mL (9.6%), E5 1,884 org/mL (6.9%) y E1 con 1,702 org/mL (6.2%) todas en el mes de marzo. Las localidades con las abundancias menores fueron E2 en abril con 62 org/mL, representando el 0.2% de la abundancia total, E6 con 124 org/mL (0.5%) en marzo; E1 con 109 org/mL (0.4%) en diciembre y E2 en diciembre y febrero (199 y 203 org/mL respectivamente, representando el 0.7%; Tabla 10).

El orden Bdelloidea en general tuvo un total de 6,215 org/mL, con un máximo en la localidad E4 en abril (1503 org/mL), *E. dilatata* mostró una abundancia total de 3,530 org/mL con un máximo en E4 en abril (1,378 org/mL) y un mínimo en E6 en marzo (37 org/mL), así mismo, *N. pachyura* también registro una abundancia alta con un total de 1,258 org/mL, con un máximo en E4 en marzo (303 org/mL) y un mínimo en E1 (16 org/mL). El cladóceros *Alona* sp, sólo se presentó en el mes de abril en tres localidades, con una abundancia total de 1,099 org/mL con dos máximos, uno en E6 (484 org/mL) y otro en E5 (462 org/mL). En cuanto a los copépodos *Eucyclops* sp, sólo se registró en la localidad E5 en todos los meses de muestreo, con una abundancia total de 1,784 org/mL, con un valor máximo en abril (956 org/mL) y uno mínimo en diciembre (78 org/mL), mientras que los nauplios, exhibieron una abundancia total de 5,815 org/mL, con un máximo en E1 en marzo (1,256 org/mL) y un mínimo en E3 en abril con 15 org/mL (Tabla 10). Los resultados obtenidos con la prueba Anova reflejan que no hay diferencias significativas.

Tabla 10. Variación y abundancia (org/mL) espacial y temporal del zooplancton

| | FEBRERO | | | | | | ABRIL | | | | | | DICIEMBRE | | | | | | MARZO | | | | | |
|------------------------|---------|-----|----|-----|-----|-----|-------|----|-----|------|-----|----|-----------|-----|----|-----|-----|-----|-------|-----|-----|-----|-----|-----|
| | E1 | E2 | E3 | E4 | E5 | E6 | E1 | E2 | E3 | E4 | E5 | E6 | E1 | E2 | E3 | E4 | E5 | E6 | E1 | E2 | E3 | E4 | E5 | E6 |
| Bdelloidea | 169 | 125 | 47 | 62 | 172 | 62 | 843 | 31 | 731 | 1503 | 147 | 69 | 28 | 471 | 40 | 140 | 290 | 56 | 156 | 125 | 318 | 490 | 140 | |
| <i>Philodina</i> sp | | | | | | | 62 | | | | | 31 | | | | 28 | | | | | | | | |
| <i>P. quadricornis</i> | | | | 31 | | 31 | | | | 68 | | | | | | 31 | 46 | | | | 84 | 46 | 16 | |
| <i>E. dilatata</i> | 209 | 78 | 78 | | | 109 | 78 | | 56 | 1378 | 56 | | | | | 81 | 106 | 137 | 272 | 200 | 106 | 421 | 128 | 37 |
| <i>M. mucronata</i> | | | | | | | | | | 225 | | | | | | | 31 | | | | | | | |
| <i>M. ventralis</i> | | | | | | | | | | 150 | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>T. tetractis</i> | 28 | | | 109 | | | | | 18 | 84 | | | | | | | | | | | 131 | 328 | | |
| <i>L. patella</i> | | | | | | | | | 143 | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>L. romboides</i> | | | | | | | | | 84 | 13 | | | | | | 78 | | | | | | | | 28 |
| <i>L. bulla</i> | | | | | | | | 31 | | 100 | | | | | | | | | 18 | | | | | 181 |
| <i>L. cornuta</i> | | | | 41 | 19 | | | | | 56 | 84 | | | | | | 28 | | | | | | | |
| <i>L. hamata</i> | | | | | | | | | 128 | | | | | | | | 53 | | | | | | | |
| <i>L. leotina</i> | | | | 25 | 53 | | | | | 68 | 450 | 69 | | | | | | | | | | | | 72 |
| <i>L. luna</i> | | | | | | | 178 | | | 25 | | | | | | | | | | | | | | 93 |
| <i>L. papuana</i> | | | | 34 | 22 | | | | | 93 | 19 | | | | | | 56 | | | | | | | 94 |
| <i>L. pyriformis</i> | | | | | | | | | 43 | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>L. torulosa</i> | 44 | | | | | | | | 31 | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>C. gibba</i> | 44 | | 34 | | | | | | | 96 | | | | | | | 53 | 34 | | | | | | |
| <i>C. physalis</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | 46 | | | | | | | |
| <i>E. senta</i> | | | 47 | | | | | | 15 | 181 | 109 | | | | | | 78 | | | | | | 12 | |
| <i>N. glypura</i> | | | | | 46 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>N. pachyura</i> | 16 | | | | | | | | 56 | 265 | 128 | 62 | | | | 40 | 56 | 46 | | 84 | 81 | 303 | 65 | 56 |
| <i>Itura</i> sp | | | 31 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>T. elongata</i> | | | | | | 31 | | | | | | | | | | | | | | 34 | 421 | 37 | | |
| <i>T. weberi</i> | | | | | | | | | 28 | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>D. forcipatus</i> | | | 31 | | | 62 | | 40 | 125 | | | | 40 | 75 | 59 | 250 | | 31 | | | 43 | | 31 | |
| <i>P. aculeatus</i> | | | | | | | | | 19 | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>T. mucronata</i> | | | | | | | | | 56 | | | | | | | | | | | | 40 | | | |
| <i>T. patina</i> | | | | | | | | | | | 28 | | | | | | | | | | | | | |

Continuación Tabla 10.

| | FEBRERO | | | | | | ABRIL | | | | | | DICIEMBRE | | | | | | MARZO | | | | | |
|--------------------------|---------|----|----|-----|-----|-----|-------|----|-----|-----|-----|-----|-----------|-----|----|----|-----|------|-------|----|-----|-----|-----|-----|
| | E1 | E2 | E3 | E4 | E5 | E6 | E1 | E2 | E3 | E4 | E5 | E6 | E1 | E2 | E3 | E4 | E5 | E6 | E1 | E2 | E3 | E4 | E5 | E6 |
| <i>Moina</i> sp | | | | 34 | | | | | | 97 | | | | | | | | | | | | 72 | | |
| <i>M. affinis</i> | 43 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>I. nevadensis</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | 28 | | | 72 | | | |
| <i>Chydorus</i> sp | | | | | | 16 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Alona</i> sp. | | | | | | | | | | 153 | 462 | 484 | | | | | | | | | | | | |
| <i>A. cf. intermedia</i> | | | | 19 | 47 | | | | | | 125 | 22 | | | | | | | | | | | | 159 |
| <i>O. longicaudis</i> | | | | | 47 | | | | | | 84 | | | | | | | | | | | | | |
| <i>L. cf. striata</i> | | | | 15 | | | | | | | | | | | | | | | | | 78 | 209 | | |
| <i>Eucyclops</i> sp | | | | | 141 | | | | | | 956 | | | | | | 78 | | | | | | | 609 |
| Nauplios | 72 | | | 265 | 269 | 859 | 187 | 15 | 715 | 212 | 431 | 41 | 100 | 115 | | | 397 | 1256 | | | 372 | 259 | 250 | |

6.4. Índices ecológicos

Con base en los resultados obtenidos con los Índices de dominancia de Simpson, diversidad de Shannon-Weiner y equitatividad de Pielou por temporalidad, se registró que todas las localidades exhibieron baja dominancia y alta equitatividad, las localidades E3, E4 y E5 presentaron alta biodiversidad, que de acuerdo con los valores reportados por Wolf (1982), Van Dam et al. (1994) y Salusso (1998), son localidades no contaminadas; sin embargo, las localidades E1, E2 y E6 por su baja biodiversidad son considerados como medianamente contaminados (Tabla 10). En cuanto al análisis temporal, se observó que todos los meses tuvieron baja dominancia y alta diversidad y equitatividad (Tabla 11).

Tabla 11. Índices ecológicos espacial y temporal

| ESPACIAL | | | |
|-----------|------------|------------|---------------|
| Localidad | Dominancia | Diversidad | Equitatividad |
| E1 | 0.28 | 2.29 | 0.62 |
| E2 | 0.44 | 1.56 | 0.67 |
| E3 | 0.18 | 3.17 | 0.86 |
| E4 | 0.13 | 3.60 | 0.76 |
| E5 | 0.11 | 3.33 | 0.74 |
| E6 | 0.11 | 1.98 | 0.53 |
| TEMPORAL | | | |
| Meses | | | |
| Febrero | 0.22 | 3.03 | 0.68 |
| Abril | 0.12 | 3.72 | 0.74 |
| Diciembre | 0.17 | 3.09 | 0.76 |
| Marzo | 0.14 | 3.37 | 0.78 |

De acuerdo con los resultados del Índice de similitud de Sørensen, se registró que las localidades E1-E4 y E1-E6 presentan una similitud relativamente alta, el resto de las localidades, exhibió baja similitud (Tabla 10). En cuanto al análisis temporal, sólo la combinación de los meses de febrero-diciembre (0.59) y febrero-marzo (0.52) mostraron alta similitud, el resto de los meses tuvieron baja similitud (Tabla 12).

Tabla 12. Índice de similitud de Sørensen espacial y temporal

| ESPACIAL | | | |
|--------------|-------------|-------------|----------|
| Localidades | Sørensen | Localidades | Sørensen |
| E1-E2 | 0.33 | E2-E6 | 0.24 |
| E1-E3 | 0.48 | E3-E4 | 0.41 |
| E1-E4 | 0.51 | E3-E5 | 0.25 |
| E1-E5 | 0.33 | E3-E6 | 0.28 |
| E1-E6 | 0.58 | E4-E5 | 0.38 |
| E2-E3 | 0.31 | E4-E6 | 0.37 |
| E2-E4 | 0.17 | E5-E6 | 0.43 |
| E2-E5 | 0.24 | | |

| TEMPORAL | | | |
|----------------|-------------|---------|----------|
| Meses | Sørensen | Meses | Sørensen |
| Feb-Abr | 0.39 | Abr-Dic | 0.37 |
| Feb-Dic | 0.59 | Abr-Mar | 0.45 |
| Feb-Mar | 0.52 | Dic-Mar | 0.47 |

6.5. Índice sapróbico

Los resultados obtenidos con el Índice sapróbico para las especies de rotíferos, de acuerdo con la escala sapróbica, el río Amacuzac en forma general se encuentra en la categoría β mesosapróbica lo que corresponde a aguas medianamente contaminadas. De acuerdo con los resultados por localidades, todas las localidades se encuentran en la categoría de β mesosapróbica (Fig. 5a). En cuanto al análisis temporal, todos los meses entran en la categoría de β -mesosapróbica (Fig. 5b). Con base en las pruebas de Kruskal-Wallis (espacial) y Anova (temporal), demuestran que no hay diferencias significativas ($P < 0.05$).

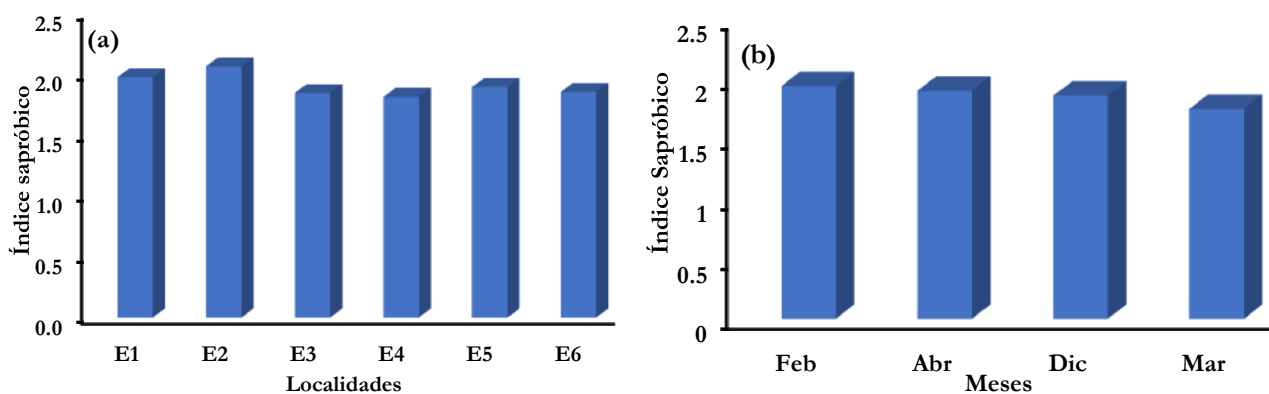


Figura 5. Índice sapróbico de rotíferos en el río Amacuzac

6.6. Análisis jerárquico por agrupación por correlación de Pearson

El análisis jerárquico de agrupación (AJCP) muestra dos grupos con un 72 % de similitud. El grupo I comprende solamente a la localidad E5, el subgrupo “a” corresponde a Chisco (E5) que es una de las que presento mayor riqueza de especies (23 especies), mayor abundancia de cladóceros y copépodos, fue la única localidad con la presencia de la especie *Eucyclops* sp, con una alta abundancia (1,784 org/mL), lo que representa el 27.5% de la abundancia total, con calidad del hábitat subóptimo, ya que en esta localidad domina el uso de suelo agrícola; de acuerdo con los Índices de saprobiedad, calidad del agua y diversidad, entra en la categoría de agua no contaminada (Fig. 6).

El grupo II, presenta una similitud de 74% y está constituido por cuatro subgrupos, registrándose que el subgrupo 1, está constituido por la localidad E4, presenta un porcentaje alto de zona urbana, con una calidad de hábitat subóptimo, con mayor cantidad de especies (26) y abundancia, principalmente del grupo de los rotíferos (7,578 or/mL, lo que corresponde al 79.5% de su abundancia total), con aguas levemente contaminadas de acuerdo con los Índices de calidad del agua, Índice saprobico e Índice de Shannon-Wiener. El subgrupo 2 está constituido por la localidad E3, que presenta calidad del hábitat tipo marginal, esto debido a que presenta un porcentaje alto de zonas agrícola y urbana, con relativamente alta riqueza de especies (18 especies, con cuatro especies exclusivas) y con base en los resultados obtenidos con los Índices de calidad del agua, saprobico y Shannon-Wiener, exhibe aguas levemente contaminadas. El subgrupo 3, se encuentra constituido por la localidad E6, que presenta un porcentaje alto de vegetación natural, sin embargo, su calidad de hábitat es de tipo marginal, por la presencia de zona agrícola, relativamente baja riqueza específica (14 especies) y agua medianamente contaminada de acuerdo con los resultados obtenidos con los Índices del estado trófico, saprobiedad y calidad del agua y el subgrupo 4, formado por las localidades E1 y E2, la localidad E2 presentó solamente cinco especies, las cuales comparte en su totalidad con la localidad E1, y de acuerdo con los Índices de saprobiedad, calidad del agua y estado trófico ambas exhiben agua medianamente contaminada, E1 presenta un 96% de vegetación natural, sin embargo, con el Índice de calidad del hábitat es de tipo subóptimo, esto debido a la perturbación que han realizado dentro del cauce del río, mientras que la localidad E2, tiene un 56% de vegetación natural y 44% de zona agrícola y urbana, con tipo de calidad del hábitat marginal (Fig. 6).

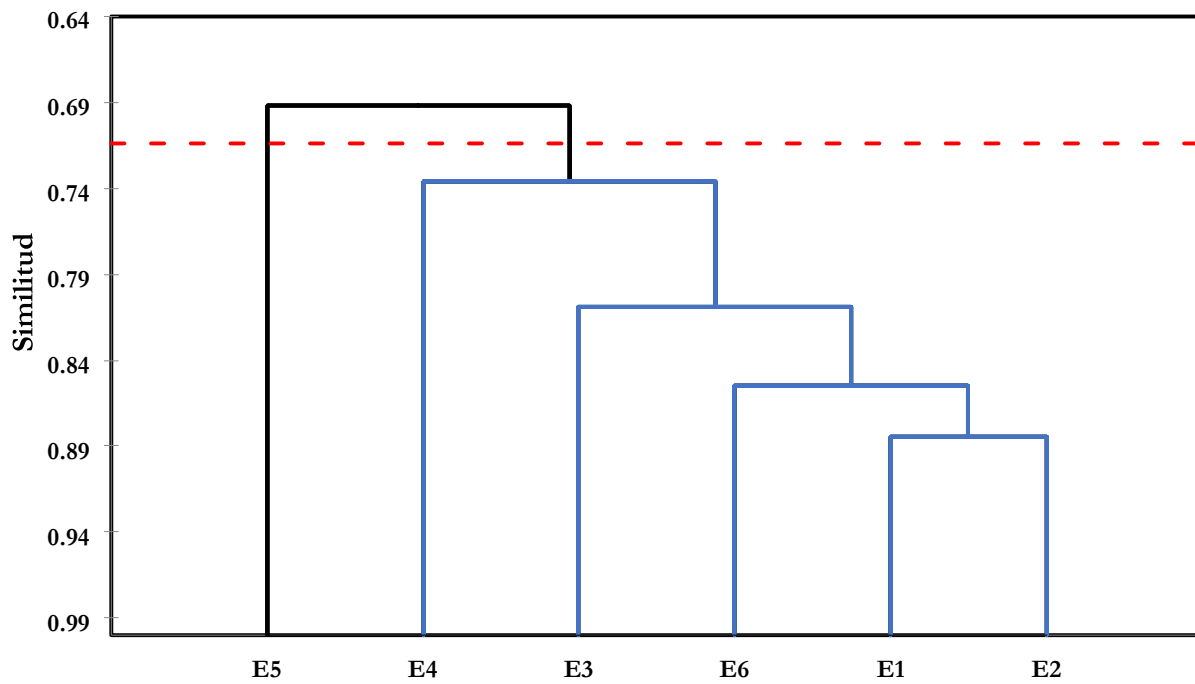


Figura 6. Análisis de agrupamiento para los sitios de estudio del río Amacuzac, empleando datos de los Índices TSI, ICA, IT y Is, parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua, abundancias de especies de zooplancton y valores de biodiversidad (H'). E1) Dos Bocas E2) Huajintlán; E3) Amacuzac; E4) El Estudiante; E5) Chisco; E6) Las Huertas.

7. DISCUSIÓN

7.1. Índice de calidad del agua

Los tomadores de decisiones políticas han concentrado su atención en los tres usos principales del agua: industria, agrícola y doméstico; ignorando el cuarto usuario primordial, el medio ambiente. Sin embargo, para que el manejo del agua sea sostenible, debe incluir el ciclo hidrológico completo, proteger e incrementar la oferta natural y considerar en conjunto las demandas, la calidad y necesidades de todos sus usuarios (Samboni et al., 2011).

La calidad del agua está afectada por diversos factores como los usos del suelo, la producción industrial y agrícola, el tratamiento que se les da antes de ser vertidas nuevamente a los cuerpos de agua y la cantidad misma de agua dentro de los ecosistemas, ya que de ésta depende su capacidad de depuración (SEMARNAT, 2011).

Con el fin de evaluar la calidad del agua o su grado de contaminación, se han desarrollado diferentes Índices de calidad, tanto generales como de uso específico. Los Índices de calidad del agua están concebidos como una herramienta simple, fácilmente comprensible para los tomadores de decisiones para transmitir información sobre los usos de calidad y el potencial de un cuerpo de agua dado; sobre la base de diversos criterios. Son un dispositivo aritmético utilizado para traducir grandes conjuntos de datos sobre la calidad del agua en un solo número acumulativo derivado que representa un cierto nivel de calidad (Stambuk-Giljanović, 2003). Pueden ser usados para agregar datos de parámetros de calidad del agua a diferentes tiempos y lugares y trasladar esta información dentro de un solo valor definiendo el periodo de tiempo y unidad espacial comprendida (Shultz, 2001).

Con base en los resultados obtenidos con el Índice de Calidad del Agua de Dinius (ICA) en el río Amacuzac, se observó que la calidad del agua mostró una mínima variación durante todo el periodo de estudio, registrándose valores dentro del rango de 51-80, lo que lo coloca en una calidad de agua regular. Díaz et al. (2006), menciona que los ecosistemas acuáticos se pueden ver sujetos a variaciones en la calidad de manera temporal y espacial, debido a la influencia de factores internos y externos, como ocurrió en la localidad E6 en el mes de marzo que tuvo un valor de 43.95, lo que se considera como agua de mala calidad, esto posiblemente se deba a que los valores

de dureza reportaron aguas muy duras con un alto contenido de carbonato de calcio que disminuye los puntajes del ICA, lo cual se observa en la temporada seca y cuando los niveles de agua son bajos. Lo anterior concuerda con lo reportado por diversos autores (Mestre, 2002; López-Hernández et al., 2007; Sedeño-Díaz y López-López, 2007), que realizaron estudios en la Cuenca Lerma-Chapala, quienes indicaron una severa degradación de la cuenca, particularmente durante la estación seca, cuando su calificación varió de contaminada a altamente contaminada, sin embargo, la calidad del agua mejoró durante la estación húmeda, variando de contaminada a moderadamente contaminada, lo cual se debe a la capacidad de autodepuración que presentan los ríos, que a través de procesos físicos, químicos y biológicos limpian sus aguas de forma eficiente y orgánica.

El río Amacuzac directamente no se ve afectado por la contaminación de industrias y grandes ciudades, como es el caso de la cuenca Lerma-Chapala; las principales fuentes de contaminación del río Amacuzac, son las fuentes difusas de la agricultura, los residuos químicos relacionados con la ganadería y el aporte de materia orgánica de pequeños asentamientos humanos cerca del río, al igual que lo reportado por Trujillo-Jiménez et al. (2011) en el río Champotón.

7.2. Índice del estado trófico

La eutrofización es un proceso, no un estado, que requiere factores externos a un sistema para actuar con el fin de provocar un cambio dentro del sistema (Newman et al., 2005). Para estimar el estado trófico o la calidad del agua de un ecosistema se han utilizado indicadores como la concentración de oxígeno disuelto (Justic, 1991; Viaroli y Christian, 2003), el nitrógeno total (NT), el fósforo total (PT) (Karydis y Tsirtsis, 1996; Ignatides et al., 1992), la clorofila *a* (Carlson, 1977; Contreras et al., 1996) y la productividad primaria (Nixon, 1995). Con lo cual se han diseñado diferentes Índices tróficos, que son herramientas que proporcionan información gráfica sobre el estado trófico de los ecosistemas, lo cual permite generar criterios ecológicos para definir acciones de gestión y conservación de estos ambientes (Muciño-Márquez et al., 2017).

Aunque la mayoría de las investigaciones sobre eutrofización de agua dulce durante las últimas décadas se ha centrado en lagos y embalses, el enriquecimiento de nutrientes de las aguas corrientes también es motivo de gran preocupación (Smith et al., 1999). Smith et al. (2008), registraron que la concentración media de fósforo total (TP) del agua de 381 sitios ribereños era

de 130 mg m⁻³ (0.13 mg/L), lo cual excede en gran medida el límite de TP de 75 mg m⁻³ (0.075 mg/L) para un ecosistema mesotrófico-eutrófico propuesto por Dodds (2006).

Con base en los resultados de este estudio, se observó que el río Amacuzac se mantiene en un estado oligotrófico tanto espacial como temporalmente. De forma particular, los sistemas oligotróficos están caracterizados por aguas transparentes, presencia de macrófitos en el fondo y pequeñas biomasas y concentraciones de fitoplancton y sólidos en suspensión (CondePorcuna et al., 2004). Como ya se mencionó, el río Amacuzac, no se ve afectado por la contaminación de industrias y grandes ciudades, por lo que no se observa eutrofización del ecosistema, a diferencia de otros ríos, como el Lerma-Santiago, que es considerado como un ecosistema hipertrófico, lo que significa que presenta un alto enriquecimiento de nutrientes (López et al., 2006).

Burns et al. (1999) mencionan que los ecosistemas hipertróficos, reflejan aguas muy fértiles con sobresaturación de nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT), mayor a 2 mg/L. En el río Amacuzac, las concentraciones de PT fueron de 0.0003 mg/L, sobrepasando los límites permisibles (0.0001 mg/L), establecidos en los criterios ecológicos para la protección de la vida acuática en aguas dulces (CE-CCA-001/89), que es debido principalmente a la deforestación para establecer zonas de cultivo, que de acuerdo con los campesinos (comentario personal), emplean más de 20 herbicidas, pesticidas y fertilizantes que se aplican dos veces por semana, lo que aumenta las concentraciones de los principales nutrientes (NT y PT) responsables de los procesos de eutrofización.

La respuesta de los ríos al exceso de nutrientes depende principalmente del tiempo de residencia del agua porque los ríos con tiempo de retención largo tienden a estar dominados por fitoplancton y los ríos con tiempo de retención corto tienden a estar dominados por algas bentónicas y perifíticas (Hilton et al., 2006). Por lo tanto, los cambios en el régimen de flujo natural combinados con las actividades humanas pueden conducir fácilmente a la eutrofización de los ríos (Dodds, 2006; Ha et al., 1998).

7.3. Índice de calidad del hábitat

Los ecosistemas acuáticos continentales son susceptibles no solo a los impactos directos sino también a los impactos indirectos de las perturbaciones en otras partes de la cuenca, todo lo cual puede contribuir a la disminución de la calidad del hábitat y por ende a la pérdida de biodiversidad, por lo que los programas de conservación terrestre solo consideran las amenazas adyacentes al sitio de interés, sin embargo, la conservación de los sistemas de aguas continentales debe tener en cuenta la naturaleza conectada de los ríos, que presentan un fuerte componente direccional (Ward et al., 2002; Moilanen et al., 2008; Linke et al., 2011). Barbour y Stribling (1994) mencionan que el hábitat físico se define como el espacio dinámico donde vive la biota acuática la cual está compuesta por la interacción entre el canal y el régimen hidrológico.

Con base en el análisis de la caracterización del hábitat se registró que el sitio considerado como zona de referencia Dos Bocas ubicado en la cabecera del río, presentó calidad del hábitat subóptimo, lo que difiere con lo reportado por Pita (2018) quien registró que este sitio presentaba una calidad de hábitat óptimo, puesto que en la caracterización de hábitat, no mostraba una perturbación con alto impacto; sin embargo, en el análisis actual, el sitio presentaba la presencia de chozas de madera empleadas para venta de comida, lo que a su vez implica el lavado de trastes teniendo como consecuencia la entrada de detergente y aceites en el sistema. Así mismo, los sitios El Estudiante y Chisco también registraron una calidad de hábitat subóptima, sin embargo, los valores obtenidos fueron más bajos en comparación con Dos Bocas, esto debido en que ambas localidades se establece población rural y zonas de cultivo. Las localidades Huajintlán, Amacuzac y Las Huertas presentaron valores que los ubican como sitios marginales. Mena-Mejía et al. (2017) realizaron la caracterización del hábitat del río Zahuapan en el estado de Tlaxcala, registraron que los sitios considerados como referencia presentaban una condición óptima, sin embargo, la caracterización de los sitios perturbados presentaron bajas calificaciones conforme a los criterios, lo cual las categorizaron como zonas pobres, a diferencia de lo observado en las localidades de la parte media del río; en el presente estudio, en donde se encuentran impactadas por lo que su condición, coloca a la zona media del río como zonas marginales.

El deterioro de la calidad del hábitat, en las localidades de la parte media del ecosistema (El Estudiante, Amacuzac y Chisco), es debido a que; en el año 2014 el río fue dragado, lo que ocasionó un cambio gradual en su espacio físico ya que fue removido el sustrato rocoso de su

cauce para la realización de diques temporales, así como la pérdida de sus playas, las cuales fueron removidas para elevar su margen derecho y no se inundará la zona urbanizada que se estableció a lo largo de este río; esta acción provocó un cambio drástico en su estructura paisajística, con la pérdida de la vegetación ribereña inundada y la acumulación de sedimento fino y detrito, lo que altera en gran medida las características del hábitat requeridas por los organismos acuáticos. Ruiz (2012) menciona que los cambios de uso de suelo, como por ejemplo la eliminación de bosques ribereños, extracción de sedimentos y rocas de fondo de río pueden remover o transformar completamente algunos tipos de hábitats.

7.4. Comunidades zooplanctónicas

El zooplancton, está constituido por organismos que viven en suspensión en la zona limnética y por su tamaño pequeño son transportados pasivamente por los movimientos del agua (Molina-Astudillo et al., 2005) y representan un eslabón entre el fitoplancton y los consumidores secundarios: peces y aves (Conde-Porcuna et al., 2004). Son organismos que debido a su sensibilidad o tolerancia a residuos orgánicos y químicos y a sus ciclos vitales reducidos pueden ser indicadores importantes de la calidad del agua (Pedrozo y Rocha, 2005; Iannacone y Alvaríño, 2007; Ferdous y Muktadir, 2009; Hra, 2011; Abdullah, 2012; Nandini et al., 2018).

En el presente estudio, se registraron rotíferos y microcrustáceos (cladóceros y copépodos), los cuales son los principales componentes de las comunidades zooplanctónicas del agua dulce (Margalef, 1985; Santeiro et al., 2006; Zambrano, 2007). Como resultado del estudio del zooplancton en el río Amacuzac, se registró un total de 38 especies, de las cuales 29 especies corresponden al grupo de los rotíferos, ocho especies a los cladóceros y una especie a los copépodos, así como el estadio nauplio. Todas las especies de rotíferos identificadas en esta investigación pertenecen a la clase Monogonta (28 especies), excepto *Philodina* sp, que corresponde a la clase Digononta, los que concuerda con varios autores (Seger, 2007; Jose de Paggi y Paggi et al., 2014), quienes mencionan que la composición taxonómica del zooplancton en los ríos está dominada por rotíferos, con especies limnéticas y litorales, representantes de casi todas las familias conocidas de la clase Monogonta que a nivel mundial está representada por 1570 especies.

Las especies reportadas de rotíferos (29 especies) es un valor bajo a diferencia de lo observado por Nandini et al. (2018), quienes reportan un total de 65 especies en este ecosistema, esta diferencia probablemente se deba que en el presente estudio se empleó una red con luz de malla de 60 μm y sólo se realizaron cuatro muestreos y en el estudio de Nandini et al. (2018), se empleó una red de luz de malla menor (50 μm), que de acuerdo Jose de Paggi y Paggi (2014), las redes de aberturas de poro mayores a 50–60 μm dejan pasar muchas especies de rotíferos, lo que puede influenciar los resultados obtenidos. Nandini et al. (2018), realizaron 11 muestreos, correspondientes a las temporadas de estiaje y lluvia mientras que en el presente estudio no se llevaron a cabo muestreos en la temporada de lluvias, debido al desbordamiento del río Amacuzac en varias localidades de la parte media y baja del río. Khalifa y Sabae (2012), mencionan que muchas especies de rotíferos son susceptibles a la presencia de los coliformes totales y fecales, que en esta investigación tuvieron valores tres veces mayores a lo reportado por Nandini et al. (2018), los cuales estuvieron por encima de los límites máximos permisibles reportados en la Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997. Se asume que los valores obtenidos de coliformes reportados en el presente estudio se debe a que, en el periodo de muestreo del presente estudio, hubo una precipitación pluvial anual (mayor a años anteriores), lo que provocó el desbordamiento el río y en consecuencia a la inundación de la zona terrestre en donde hay casas rurales sin drenaje y zonas de ganado, lo que provocó la entrada de estas bacterias al ecosistema.

Las especies de rotíferos *Beauchampiella eudactylota*, *Mytilina mucronata*, *Lecane luna*, *Lecane cornuta*, *Lecane leotina*, *Cephalodella phusalis*, *Thichocerca weberi*, *Paradicranophorus aculeatus*, *Testudinella mucronata*, *Epiphanes senta*, *Notommata glypura*, *Notommata pachyura* e *Itura* sp, no son reportadas por Nandini et al. (2018), por lo que se consideran como nuevos registros para este ecosistema. Así mismo, las especies de cladóceros y copépodos encontradas en este estudio son nuevos registros para el ecosistema. En total el grupo de los rotíferos reportados con ambos estudios en el río Amacuzac, da un total de 78 especies, lo cual es bastante bajo, de acuerdo a lo reportado en otros ríos del país como en el río La Antigua, Veracruz, en el que se reporta un total de 125 especies (Nandini et al., 2017) y con otros estudios en ríos en el mundo (Burdis y Hoxmeir, 2011).

En el presente estudio, se observó una variación temporal y espacial alta en cuanto a la riqueza de especies del zooplancton, ya que en el mes de abril (estiaje cálido) se registró el mayor número de especies (32), en diciembre (estiaje frío) se observó el menor número de especies (17), mientras que a nivel espacial, la localidad E2 (Huajintlán) ubicada en la parte alta del ecosistema, solamente se recolectó un total de cinco especies, todas del grupo de los rotíferos, mientras que en las

localidades E4 (El Estudiante) y E5 (El Chisco), correspondientes a la parte media del río, se registró la mayor riqueza (26 y 25 especies respectivamente). Bonilla (2020), reporta que a lo largo del río, se ha visto un fuerte cambio del uso del suelo, los cuales ejercen una mayor presión sobre el medio ambiente natural y, en consecuencia, crean su propio conjunto de problemas ambientales, que conducen a una fuerte variabilidad en las características ambientales de los ecosistemas lóticos al transformar los cursos de los ríos, despejar la vegetación ribereña, abrir las copas de los árboles y descargar contaminantes (nutrientes, materia orgánica y metales pesados) y reducir la heterogeneidad del hábitat y calidad del agua (Cohen, 2003; Tchakonté et al., 2014; Zhang et al., 2013), lo que influye en la estructura de la comunidad del zooplancton, ya que la heterogeneidad espacial del medio ambiente y la complejidad de las interacciones entre organismos ha llevado a diferencias en las comunidades de zooplancton en la escala espacial y temporal (Cai et al., 2020; KuczyńskaKippen et al., 2020).

Autores como Green (1960); Egborge y Tawari (1987); Jose de Paggi y Paggi, (2014) y Nandini et al. (2017), reportan que, las familias más dominantes de rotíferos en los sistemas fluviales son Brachionidae y Lecanidae, en el presente estudio, sólo se identificó siete de lecánidos y a una especie de braquiiónidos, lo cual es menor a lo observado por Nandini et al. (2018), quienes reportan un total de 21 lecánidos y nueve braquiiónidos. Lo anterior, también ha sido registrado en otros ríos del mundo, como el río Ikpoba en Nigeria, en donde se reporta un total de cinco especies de branquiiónidos y 11 de lecánidos (Ogbeibu y Osokpor, 2002). Segers (2007) reporta que dentro de la familia Brachionidae, las especies del género *Brachionus* incluye el 80% de las especies del grupo de los rotíferos y ha sido objeto de múltiples estudios, desde ecoevolutivos (Ciros-Pérez et al., 2001) y bioquímicos (Gallardo et al., 2006) y como modelo en estudios fisiológicos y toxicológicos (Lee et al., 2010, González-Pérez et al., 2016).

Con relación a los cladóceros y copépodos fueron los que menor representación tuvieron en este estudio, esta situación es causada por la turbulencia que produce condiciones menos favorables para los taxones de crustáceos planctónicos de gran cuerpo (Havel et al., 2009) como lo son los cladóceros y copépodos (Sluss et al., 2008). Lair (2006), reporta que la presencia de los copépodos está dada principalmente por sus estadios inmaduros como nauplios y copepoditos tal como se observó en el presente estudio, en el cual sólo se registró una especie de este grupo con abundancias bajas, sin embargo, los nauplios registraron abundancias altas.

El Índice de calidad del agua, propuesto por Sládecek (1983) apoyado en los rotíferos ya que son buenos indicadores de saprobidad, muestra que el río Amacuzac se categoriza como un cuerpo de agua β -mesosaprobico lo cual indica aguas moderadamente contaminadas, lo anterior coincide por lo reportado por Nandini et al. (2018), quienes mencionan que de acuerdo con el resultado del Índice sapróbico (β -mesosaprobico), son aguas moderadamente contaminadas, excepto en el mes de abril que presento un nivel α -mesosapróbico (aguas muy contaminadas), con lo que se puede observar la capacidad de depuración que este ecosistema puede presentar con la temporada de lluvias.

El estudio de las comunidades acuáticas de los ríos como el zooplancton es sumamente útil e imprescindible al momento de evaluar el estado de salud del cuerpo de agua y su integridad ecológica. Brito et al. (2011) mencionan que la dominancia de rotíferos sobre copépodos es característica de ambientes eutróficos, tal como se observa en el presente estudio, en donde la riqueza y dominancia de los rotíferos fue mayor. Así pues, una evaluación bien sustentada requiere del análisis conjunto de las comunidades en sí mismas y sus relaciones con los factores ambientales de mayor peso tales como el régimen de flujo, calidad del hábitat y agua e interacciones entre las mismas comunidades (Norris y Thoms, 1999); es decir que trasciende ampliamente el análisis de características físicas y químicas del agua. El río Amacuzac es un ecosistema moderadamente contaminado, lo cual se puede remediar si se realiza un adecuado tratamiento de aguas residuales en los poblados rurales cercanos al río, no se debe permitir más el establecimiento de áreas de cultivo cercanos al ecosistema. Es importante que se haga un plan de monitoreo de la calidad del agua del río Amacuzac y sus tributarios con regularidad, empleando no sólo parámetros físicos y químicos, si no también microbiológicos e incluir un análisis del plancton en el proceso, puesto que son indicadores sensibles de calidad del agua.

8. CONCLUSIONES

Con base en los valores obtenidos con el Índice de Calidad del agua (ICA) en forma general, temporal y espacial exhibieron valores de aguas regulares, excepto la estación E6 en el mes de marzo, que presentó agua de mala calidad.

La valoración de la calidad de hábitat muestra de manera general que, de acuerdo con el promedio, el sitio considerado como zona de referencia (E1) y los sitios E4 y E5 registraron una condición de hábitat subóptimo y las localidades E2, E3 y E6 presentan una calidad de tipo Marginal.

Con base en los resultados espaciales y temporales obtenidos con el Índice del estado trófico de Carlson, el ecosistema mantiene un estado oligotrófico.

Como resultado del estudio del zooplancton se registraron dos Filos, tres clases, tres subclases, cinco órdenes, 17 familias, 24 géneros y 38 especies.

Se registró un total de 27,307 org/mL a lo largo de todo el periodo de estudio, de los cuales 17,442 org/mL (63.87%) corresponden a los rotíferos, 2,266 org/mL (8.30%) a los cladóceros y 7,599 org/mL (27.83%) a los copépodos.

Con base en los resultados obtenidos con los Índices de dominancia de Simpson y equitatividad de Pielou se registró que todas las localidades exhibieron baja dominancia y alta equitatividad, mientras que de acuerdo con el Índice de diversidad de Shannon-Weiner las localidades E3, E4 y E5 presentaron alta biodiversidad, lo que representa localidades no contaminadas, sin embargo, las localidades E1, E2 y E6 por su baja biodiversidad son considerados como medianamente contaminado. Las localidades E1-E4 y E1-E6 presenta una similitud relativamente alta, el resto de las localidades, exhibió baja similitud.

De acuerdo con la escala sapróbica, el río Amacuzac en forma general se encuentra en la categoría β -mesosapróbica lo que corresponde a aguas medianamente contaminadas.

Con base en todos los análisis realizados en este estudio, el río Amacuzac es un ecosistema moderadamente contaminado.

9. LITERATURA CITADA

- Abdullah, K. A. G. 2012. Spatio-temporal distribution and composition of zooplankton in Wadi Hanifah stream Riyadh (Saudi Arabia) and Abu Zabaal lakes (Egypt). *Pakistan Journal of Zoology* 44: 727-736.
- Aguilar, B. S. 1990. Dimensiones ecológicas del estado de Morelos. Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias, Universidad Nacional Autónoma de México. 221 p.
- Aguilar, B. S. 1995. Ecología del estado de Morelos. Editorial Praxis. Instituto Estatal de Documentación de Morelos. 469 p.
- Aguilar, V. 2003. Aguas continentales y diversidad biológica de México: un recuento actual. *Biodiversitas, Boletín bimestral de la Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad* 8(48): 1-15.
- Al-Abbawy, D. A. 2012. Assessment of Trophic status for Shatt Al-Arab River using trophic state index (TSI). *Journal of Basrah Researches (Sciences)* 38(3A): 36-44.
- Allan, J. D. 1995. Stream ecology: structure and function of running waters. Chapman y Hall, Great Britain, Londres. 388 p.
- Álvarez, J., J. E. Panta, C. R. Ayala y E. H. Acosta. 2008. Calidad integral del agua superficial en la cuenca hidrológica del Río Amajac. *Información tecnológica* 19(6): 21-32.
- Angelier, E. 2002. Ecología de las aguas corrientes. Editorial Acribia S. A., Zaragoza, España. 230 p.
- APHA (American Public Health Association). 2012. Standard methods: for the examination of water and wastewater. APHA, AWWA, WPCF, Washington, DC.
- Arredondo-Figueroa, J. L. y J. T. Ponce-Palafox. 1998. Calidad del agua en acuicultura, conceptos y aplicaciones. AGT editor, México. 222 p.
- Bakan, G., B. H. Özkoç S. Tülek y H. Cüce. 2010. Integrated Environmental Quality Assessment of Kızılırmak River and its Coastal Environment. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 10: 453-462.
- Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder y J. B. Stribiling. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable Rivers, peryphyton, benthic macroinvertebrates and fish. 2nd edn. EPA 841-B41-99-002. U. S Enviromental Protection Agency. Office of Water. Washington, D. C.

- Barbour, M. T y J. B. Stribling. 1994. A technique for assessing stream habitat structure. Conference proceedings, riparian ecosystems in the humid U.S; functions, values and management. National Association of Conservation Districts, Washington, D.C. 156-178.
- Barinova, S., M. Tavasi y E. Nevo. 2010. Microscopic algae in monitoring of the Yarqon River (Central Israel). LAP Lambert Academic Publishing. 189 p.
- Bonilla, R. K. K. 2020. Evaluación del efecto del cambio del uso del suelo en la ictiofauna del río Amacuzac. Tesis, Maestría, Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. 145 p.
- Bordalo, A. A., R. Teixeira y W. J. Wiebe. 2006. A water quality Index applied to an international shared river basin: the case of the Douro River. *Environmental Management* 38: 910-920.
- Boyd, C. E. 1981. Water quality in warm water fish ponds. Auburn University. Cram master printers, Inc. 2nd edition. 359 p.
- Brito, S., P. Maia-Barbosa y R. M. Pinto-Coelho. 2011. Zooplankton as an indicator of trophic conditions in two large reservoirs in Brazil. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 16: 253-264.
- Bulut, N. V., A. Bayram, A. Gundogdu, M. Soylak y M. Tufekci. 2010. Assessment of water quality parameters in the stream Galyan, Trabzon, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment* 165: 1–13.
- Burdis, R. M. y J. H. Hoxmeier. 2011. Seasonal zooplankton dynamics in the main channel and backwater habitats of the Upper Mississippi River. *Hydrobiologia* 667: 69–87.
- Burns, N. M., J. C. Rutherford y J. S. Clayton. 1999. A monitoring and classification system for New Zealand lakes and reservoirs. *Journal of Lake and Reservoir Management* 15(4): 255-271.
- Cai, W., J. Xia, M. Yang, W. Wang, C. Dou, Z. Zeng, S. Dong Y L. Sheng. 2020. Crossbasin analysis of freshwater ecosystem health based on a zooplankton-based Index of Biotic Integrity: Models and application. *Ecological Indicators* 114: 106333
- Carlson, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 23(36): 1369.
- Chaurasia, S. y R. Gupta. 2016. Study on trophic state index of River Mandakini At Chitrakoot, India. *International Journal of Advanced Research in Engineering and Applied Sciences* 5(8): 34-43.
- Chávez, S. J. M. y G. E. 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, CA. Tesis, Licenciatura, Universidad de El Salvador. 113 p.
- Ciros-Peréz, J., A. Gómez y M. Serra. 2001. On the taxonomy of three sympatric sibling species of the *Brachionus plicatilis* (Rotífera) complex from Spain, with the description of *B. ibericus* n. sp. *Journal of Plankton Research* 23(12): 1311-1328.
- Cohen, J. E., 2003. Human population: the next century. *Science* 302: 1172–1175.
- Conde-Porcuna, J. M., E. Ramos-Rodríguez y R. Morales-Baquero. 2004. El zooplankton como integrante de la estructura trófica de los ecosistemas lénticos. *Revista Ecosistemas* 13(2): 23-29.
- Contreras, F. E. 1994. Manual de técnicas hidrobiológicas. Edit. Trillas, primera edición. México, D. F. 141 p.
- Contreras B. F., L. O. Castañeda, R. Torres-Alvarado y M. F. Gutiérrez. 1996. Nutrientes en 39 lagunas costeras mexicanas. *Revista de Biología Tropical* 44(2): 417-425
- Covich, P. A., J. H. Thorp y D. C. Rogers. 2010. Introduction to the Subphylum Crustacea. *In*: Thorp J. H. y P. A. Covich (eds). *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates* (Third Edition). Elsevier Inc. pp: 695-723.
- Díaz, R. S., A. L. Aguirre y E. Q. Cano. 2006. Evaluación ecológica de las comunidades de peces en dos sistemas lagunares estuarinos de Chiapas, México. *Hidrobiológica* 16(2): 197-210.
- Díaz-Vargas, M., F. I. Molina-Astudillo, J. García-Rodríguez, E. E. Elizalde-Arriaga. 2017. Estado trófico del lago Coatetelco, Morelos, México. *Investigación Agropecuaria* 14(3): 145-152.
- Doughty, R. 1994. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates, edited by Rosenberg and Resh. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 4(1): 92-96.
- Dinius, S. H. 1987. Design of an index of water quality. *Water Resources Association*, 23(5),833-843.
- Dodds, W. K. 2006. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnology and Oceanography*, 51(1, part 2): 671–680.
- Egborge, A. B. M. y P. L. Tawari. 1987. The rotifers of Warri River, Nigeria. *Journal of Plankton Research* 9(1): 1–13.
- Elías-Gutiérrez, M., J. Ciros-Pérez, M. Gutiérrez-Aguirre y A. Cervantes-Martínez. 1997. A checklist of the littoral cladocerans from Mexico, with descriptions of five taxa recently

- recorded from the Neovolcanic Province. *In*: Brancelj, A., L. De Meester y P. Spaak (Eds.). Cladocera: The Biology of Model Organisms. Springer. pp. 63-73.
- Elías-Gutiérrez, M., E. Suárez-Morales y M. Silva-Briano. 1999. The freshwater Cladocera (Orders Ctenopoda y Anopoda) of México, with comments on selected taxa. *Crustaceana* 72: 177–186.
- El-Serehy, H. A., H. S. Abdallah, F. A. Al-Misned, S. A. Al-Farraj y K. A. Al-Rasheid. 2018. Assessing water quality and classifying trophic status for scientifically based managing the water resources of the Lake Timsah, the lake with salinity stratification along the Suez Canal. *Saudi Journal of Biological Sciences* 25: 1247-1256.
- Eskinazi-Sant'Anna, E. M., R. Menezes, I. S. Costa, M. Araújo, R. Panosso y J. L. Attayde. 2013. Zooplankton assemblages in eutrophic reservoirs of the Brazilian semi-arid. *Brazilian Journal of Biology* 73(1): 37-52.
- Ferdous, Z. y A.K.M. Muktedir. 2009. A Review: Potentiality of zooplankton as bioindicators. *American Journal of Applied Sciences* 6: 1815-1819.
- Fierro, O. E. y R. L. E. Caballero. 2015. Evaluación de la calidad del agua del humedal de santa maría del lago mediante el uso de Índices biológicos y fisicoquímicos para su implementación en otros humedales. Tesis, Licenciatura, Universidad Santo Tomas, Bogota, Colombia. 127 p.
- Frayle, H., E. Orive, y J. Pozo. 1995. Evaluación del estado trófico y comparación de modelos relativos al fósforo en los embalses de Cernadilla y Valparaíso (río Tera, Zamora). *Limnetica* 11(2): 29-37.
- Gallardo, W. G., A. Hagiwara, K. Hara y K. Soyano. 2006. Growth hormone-like substance in the rotifer *Brachionus plicatilis*. *Fisheries Science* 72(4): 781–786.
- García-Cabrera, J. 2007. Plancton como indicador de calidad del agua en la presa Aguamilpa. *Ingeniería hidráulica en México* XXII(1): 103-116.
- Girão, E. G., E. Maia de Andrade, R. Morsyleide de Freitas, L. F. Pereira de Araújo y M. A. C. Maia. 2007. Seleção dos indicadores da qualidade de água no Rio Jaibaras pelo emprego da análise da componente principal. *Revista Ciência Agronômica* 38(1): 17-24.
- González del Tanago, M. y D. García-Jalón. 1984. Desarrollo de un Índice biológico para estimar la calidad de las aguas de la cuenca del Duero. *Limnética* 1: 263-272.
- González, E. J., M. L. Matos, C. Peñaherrera y S. Merayo. 2011. Zooplankton abundance, biomass and trophic state in some Venezuelan reservoirs. *In*: Atazadeh, I (ed). Biomass and Remote Sensing of Biomass. IntechOpen. pp: 57-74.

- González-Pérez, B. K., S. S. S. Sarma y S. Nandini. 2016. Effects of selected pharmaceuticals (ibuprofen and amoxicillin) on the demography of *Brachionus calyciflorus* and *Brachionus havanaensis* (Rotífera). *The Egyptian Journal of Aquatic Research* 42(3): 341-347.
- Green, J. 1960. Zooplankton of River Sokoto. The Rotifera. *Proceedings of the Zoological Society of London* 135: 491-532.
- Haberman, J. y M. Haldna. 2014. Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: long term study of Lake Vörtsjärv. *Journal of Limnology* 73(2): 61-71.
- Hra, M. 2011. Seasonal and spatial distribution of *Brachionus* (Pallas, 1966; Eurotatoria: Monogonanta: Brachionidae), a bioindicator of eutrophication in lake El-Manzalah, Egypt. *Biology and Medicine* 3: 60-69.
- Havel, J. E., K. A. Medley, K. D. Dickerson, T. R. Angradi, D. W. Bolgrien, P. A. Bukaveckas y T. M. Jicha. 2009. Effect of main-stem dams on zooplankton communities of the Missouri River (USA). *Hydrobiologia* 628: 121–135.
- Hernández, S, R., C. C Fernández y L. P. Baptista. 2010. Metodología de la investigación. McGraw-Hill/Interamericana Editores, S.A. de C.V. 656 p.
- Hudson, J. J., W. D. Taylor y D. W. Schindler 1999 Planktonic nutrient regeneration and cycling efficiency in temperate lakes. *Nature* 400: 659-661.
- Iannacone, J. y L. Alvaríño. 2007. Diversidad y abundancia de comunidades zooplanctónicas litorales del humedal Pantanos de Villa, Lima, Perú. *Gayana* 71: 49-65.
- Ignatides, L., M. Karydis y P. Vounatsou. 1992. A possible method for evaluating oligotrophic and eutrophication based on nutrient concentration scales. *Marine Pollution Bulletin* 24(5): 238-243.
- Iliopoulou-Georgudaki, J., V. Kantzaris, P. Katharios, P. Kaspiris, T. H. Georgiadis y B. Montesantou. 2003. An application of different bioindicators for assessing water quality: a case study in the rivers Alfeios and Pineios (Peloponnisos, Greece). *Ecological Indicators* 2: 345-360.
- Jose de Paggi, S. B. y J. C. Paggi. 2014. El zooplancton de los grandes ríos Sudamericanos con planicie de inundación. *Revista FABICIB* 18: 166-194.
- Justic, D. 1991. A simple oxygen index for trophic state description. *Marine Pollution Bulletin* 22(4): 201-204.

- Karydis, M. y G. Tsirtsis. 1996. Ecological indices: a biometric approach for assessing eutrophication levels in the marine environment. *Science of the Total Environment* 186(3): 209-219.
- Khalifa, N. y S. Z. Sabae. 2012. Investigation on Mutual Relations between Bacteria and Zooplankton in Damietta Branch, River Nile, Egypt. *Journal of Applied Sciences Research* 8(5): 2679-2688.
- Kiteresi, L. I., E. O. Okuku, S. N. Mwangi, B. Ohowa, V. O. Wanjeri, S. Okumu y M. Mkono 2012. The influence of land-based activities on the phytoplankton communities of Shimoni-Vanga system. *International Journal of Environmental Research* 6: 151–162.
- Krebs, J. C. 1999. *Ecological methodology*. Second Edition. Benjamin/Cummings. 660 p.
- Kuczyńska-Kippen, N., M. Špoljar, C. Zhang y M. Pronin. 2020. Zooplankton functional traits as a tool to assess latitudinal variation in the northern-southern temperate European regions during spring and autumn seasons. *Ecological Indicators* 120: 106944
- Lair, N. 2006. A review of regulation mechanisms of metazoan plankton in riverine ecosystems: aquatic habitat versus biota. *River Research and Applications* 22(5): 567– 593.
- Ledesma, C., M. Bonansea, C. M. Rodríguez y A. R. S. Delgado. 2013. Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Revista Ciência Agronômica* 44(3): 419-425.
- Lee, J. K., M. S. Lee, H. G. Park, S. K. Kim y H. G. Byun. 2010. Angiotensin I converting enzyme inhibitory peptide extracted from freshwater zooplankton. *Journal of Medicinal Food* 13(2): 357–363.
- Linke, S., E. Turak y J. Nel. 2011. Freshwater conservation planning: the case for systematic approaches. *Freshwater Biology* 56: 6-20.
- Liu, Q., H. Pei, W. Hu y J. Xie. 2010. Assessment of trophic status for Nansi Lake using trophic state index and phytoplankton community. *4th International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering* 1-4.
- Lobo, E. A., M. Schuch, C. G. Heinrich, A. Ben da Costa, A. Düpont, C. E. Wetzel y L. Ector. 2015. Development of the Trophic Water Quality Index (TWQI) for subtropical temperate Brazilian lotic systems. *Environmental Monitoring and Assessment* 187,354.
- López-Hernández, M., M. G. Ramos-Espinosa y J. Carranza-Fraser. 2007. Análisis multimétrico para evaluar la contaminación en el río Lerma y lago de Chapala, México. *Hidrobiológica* 17: 17-30.
- López, H. M., R. K. D. Infante y E. M. G. Ramos. 2006. Estado trófico de la cuenca. *En:*

- Cotler Avalos H, M. Mazari-Hiriart y J. de Anda Sánchez. (ed) Atlas de la cuenca LermaChapala: construyendo una visión conjunta, México. SEMARNAT, INE, UNAM, IE. pp: 128-130.
- Lozada, P. T., C. H. C. Vélez, J. C. Escobar, A. P. Vidal y P. Patiño. 2010. Aplicación de Índices de calidad de agua-ICA orientados al uso de la fuente para consumo humano. *Ingeniería e Investigación* 30(3): 86-95.
- Madhu, N. V., R. Jyothibabu, K. K. Balachandran, U. K. Honey, G. D. Martin, J. G. Vijay, C. A. Shiyas, G. V. M. Gupta y C. T. Achuthankutty. 2007. Monsoonal impact on planktonic standing stock and abundance in a tropical estuary (Cochin backwaters- India). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 73: 54–64.
- Mancini, M., A. Bethular, A. Vignatti, S. Echaniz, M. Bonansea, V. Salinas y C. Rodríguez. 2011. Calidad de agua y zooplancton del embalse San Roque (Córdoba, Argentina). *Ciencia* 6(21): 69-80.
- Margalef, R. 1985. Primary production in upwelling areas. *Energy, global ecology and resources*.
- Matsumura-Tundisi, T. y J. G. Tundisi. 2005. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). *Hydrobiologia* 542(1): 367–378.
- Mena-Mejía, I., A. G. Bustamante, S. L. Vargas, J. I. H. Olvera y J. A. E. Méndez. 2017. Evaluación de la condición ecológica del río Zahuapan. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 33(1): 7-19.
- Mendoza C. J. Y. 2016. Especies de zooplancton presentes en agua contaminada con arsénico en Matehuala, San Luis Potosí, México. Tesis, Maestría, Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C. 63 p.
- Mestre, R. J. E. 2002. Integrated approach to River Basin management: Lerma-Chapala case study – attribution and experiences in water management in Mexico. *Water International* 22: 140-152.
- Moilanen, A., J. Leathwick y J. Elith. 2008. A method for spatial freshwater conservation prioritization. *Freshwater Biology* 53: 577-592.
- Molina-Astudillo, F. I.; H. Quiroz-Castelán, J. García-Rodríguez y M. Díaz-Vargas. 2005. Distribución vertical del plancton en un estanque rústico de producción piscícola en el municipio de Cuautla, Morelos, México. REDVET. *Revista Electrónica de Veterinaria*.
- Montejano, G., J. Cantoral, R. Carmona, G. Gavino y A. Rivas. 1999. Comunidades acuáticas (algas, insectos, y ácaros) indicadoras de la calidad del agua en los ríos permanentes de la región poniente de la ciudad de México (Magdalena Contreras, Álvaro Obregón y

- Cuajimalpa). México: Consejo de estudios para la restauración y valoración ambiental (CONSERVA). Secretaría del medio ambiente del Distrito Federal.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Zaragoza, MyT-Manuales y Tesis SEA. 84 p.
- Muciño-Márquez, R. E., A. Aguirre-León y M. G. Figueroa-Torres. 2017. Evaluación del estado trófico en los sistemas fluvio-lagunares Pom-Atasta y Palizada del Este, Campeche, México. *Hidrobiológica* 27(3): 281-291.
- Namihira-Santillán, P. E., G. Barrera-Escorcía y J. L. Márquez-García. 2002. Contaminación por bacterias fecales en el Lago de Huayamilpas México D.F. *Hidrobiológica* 12(2): 129-136.
- Nandini, S., S. S. S. Sarma, y R. D. Gulati. 2017. A seasonal study reveals the occurrence of exotic rotifers in the river Antigua, Veracruz, close to the Gulf of Mexico. *River Research and Applications* 33: 970-982.
- Nandini, S., P. Ramírez-García, S. S. S. Sarma y R. A. Gutiérrez-Ochoa. 2018. Planktonic indicators of water quality: A case study in the Amacuzac River Basin (State of Morelos, Mexico). *River Research and Applications* 35: 268-279.
- Newman, J. R., N. J. Anderson, H. Bennion, M. J. Bowes, L. Carvalho, F. H. Dawson, M. Furse, I. Gunn, J. Hilton, R. Hughes, A. M. Johnston, J. I. Jones, S. Luckes, P. Maitland, L. May, D. Monteith, M. O'Hare, R. Taylor, M. Trimmer y J. Winder. 2005. Eutrophication in rivers: an ecological perspective. Centre for Ecology and Hydrology. 37 p.
- Nixon, S. W. 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia* 41(1): 199-219.
- Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997. (<http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/SGAA-15-13.pdf>).
- Norris, R. H. y M. C. Thoms. 1999. What is river health? *Freshwater Biology* 41: 197-209.
- Ogbeibu, A. E. y O. R. Osokpor. 2002. Impact of Impoundment on the Hydrology and Rotifers of the Ikpoba River, Nigeria. *Bioscience Research Communications* 14(3): 357-363.
- Paerl, H. W., K. L. Rossignol, S. Nathan Hall, B. L. Peierls y M. S. Wetz. 2010. Phytoplankton Community Indicators of Short- y Long – term Ecological Change in the Anthropogenically and Climatically Impacted Neuse River Estuary, North Carolina, USA. *Estuaries and Coasts* 33: 485-497.
- Pantle, E. y H. Buck. 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas-und Wasserfach* 96(18): 1-604.

- Parparov, A., G. Gal, D. Hamilton, P. Kasprzak y A. Ostapenia. 2010. Water quality assessment, trophic classification and water resources management. *Journal of Water Resource and Protection* 2: 907-915.
- Parparov, A. y K. D. Hambright. 2007. Composite water quality: evaluation and management feedbacks. *Water Quality Research Journal of Canada* 42(1): 18–23.
- Pedrozo, C. D. A. S. y O. Rocha. 2005. Zooplankton and water quality of lakes of the Northern coast of Rio Grande do Sul State, Brazil. *Acta Limnologica Brasileira* 17: 445-464.
- Pennak, R. 1978. *Freshwater Invertebrates of the United States*. John Wiley y Sons, Inc. USA. 803 p.
- Pinto-Coelho, R. M., J. F. Bezerra-Neto y C. A. Morais-JR. 2005. Effects of eutrophication on size and biomass of crustacean zooplankton in a tropical reservoir. *Brazilian Journal Biology* 65(2): 325–338.
- Pita, A. M. E. 2018. Evaluación del estrés oxidativo y actividad de la acetilcolinesterasa en *Astyanax mexicanus* (Characidae) y *Notropis boucardi* (Cyprinidae) en el río Amacuzac, Morelos. Tesis, Maestría, Instituto Politécnico Nacional. 158 p.
- Poff, N. L., D. J. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr y K. L. Prestegard. 1997. The natural flow regime: a paradigm for conservation and restoration of riverine ecosystems. *BioScience* 47: 769-84.
- Rendon-Von Osten, J., M. G. Memije, A. Ortiz, A. M. Soares y L. Guilhermino. 2006. An integrated approach to assess water quality and environmental contamination in the fluviallagoon system of the palizada River, Mexico. *Environmental Toxicology and Chemistry* 11: 3024-3034.
- Rodier, J. 1981. *Análisis de las aguas. Aguas naturales, aguas residuales y agua de mar*. Ediciones Omega. Barcelona-España. 1539 p.
- Ruiz, B. T. M. 2012. *Procesos dinámicos subyacentes al concepto de salud del ecosistema*. Tesis, Maestría, Instituto Politécnico de Nacional. 88 p.
- Samboni, N. E.; A. T. Reyes y Y. Carvajal. 2011. Aplicación de los indicadores de calidad y contaminación del agua en la determinación de la oferta hídrica neta. *Ingeniería y Competitividad* 13(2): 49-60.
- Sampaio, E. V., T. Matsumura-Tundisi y J. G. Tundisi. 2002. Composition and abundance of zooplankton in the limnetic zone of seven reservoirs of the Paranapanema River, Brasil. *Brazilian Journal Biology* 62(3): 525-545.

- Sánchez, G. A. G. 2005. Análisis de efemerópteros y quironómidos (Insecta) como indicadores de la calidad del agua en el río Amacuzac, Morelos, México. Tesis, Licenciatura, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. 58 p.
- Santeiro, M., R. Pinto-Coelho, R. Motta, L. H. Sipaúba-Tavares. 2006. Diurnal variation of zooplankton biochemical composition and biomass in plankton production tanks. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 28(2): 103-108.
- Sarma, S. S. S. 1999. Checklist of rotifers (Rotifera) from México. *Environmental Ecology* 17(4): 978-983.
- Sarma, S. S. S. y M. Elías-Gutiérrez. 1999. Rotifers (Rotifera) from four natural water bodies of Central Mexico. *Limnologica* 29(4): 475-483.
- Sarma, S. S. S. y S. Nandini. 2017. Rotíferos Mexicanos (Rotífera). Estado de México. Manual de Enseñanza. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. 148 p.
- Schwöerbel, J. 1975. Métodos de Hidrobiología Madrid, España. 124 p.
- Segers, H. 2007. Annotated checklist of the rotifers (Phylum Rotifera), with notes on nomenclature, taxonomy and distribution. *Zootaxa* 1564: 1-104.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2011. Acuerdo por el que se dan a conocer los estudios técnicos de aguas nacionales superficiales de la Región Hidrológica número 18 Balsas. *Diario Oficial de la Federación*. 16-60 pp.
- Sedeño-Díaz, J. E. y E. López-López. 2007. Water quality in the Río Lerma Mexico: an overview of the last quarter of the twentieth century. *Water Resources Management* 21: 1797-1812.
- Shultz, M. T. 2001. A critique of EPA's index of watershed indicators. *Journal of Environmental Management* 62: 429-442.
- Sigala, I., M. Caballero, A. Correa-Metrio, S. Lozano-García, G. Vázquez, L. Pérez y E. Zawisza. 2017. Basic limnology of 30 continental waterbodies of the Transmexican Volcanic Belt across climatic and environmental gradients. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana* 69(2): 313-370.
- Silva, W. M. 2011. Potential use of Cyclopoida (Crustacea, Copepoda) as trophic state indicators in tropical reservoirs. *Oecologia* 15(3): 511- 521.
- Sládeček, V. 1983. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia* 100: 169-201.
- Smith, A., J. Whittaker, C. J. Loan y G. Boocock. 1999. Competence based management development provision to SMEs and the providers perspective. *Journal of Management Development* 18(6): 557-572.

- Smith, S., I. Takács, S. Murthy, G. T. Daigger y A. Szabó. 2008. Phosphate complexation model and its implications for chemical phosphorus removal. *Water Environment Research* 80: 428-38.
- Smirnov, N. N. 1971. Chydoridae of the World fauna. *Fauna of the USSR, Crustacea. New Series* a, No. 101. 643 p.
- Smirnov, N. N. 1974. Fauna of the U. S. S. R. Crustacea. Vol. 1, No. 2. Chydoridae. Dept. of Commerce, National Technical Information Service. 644 p.
- Sluss, T. D., G. A. Cobbs y J. H. Thorp, 2008. Impact of turbulence on riverine zooplankton: a mesocosm experiment. *Freshwater Biology* 53: 1999–2010.
- Sokal, R. R. y F. J. Rohlf. 1981. *Biometry the principles and practice of statistics in biological research*. 2nd ed. WH Freeman and Company, San Francisco. 88 p.
- Stambuk-Giljanović N. 2003. The water quality of the Vrgorska Matica River. *Environmental Monitoring and Assessment* 83: 229-253.
- Stefouli, M., D. Dimitrakopoulos, J. Papadimitrakis y E. Charou. 2005. Monitoring and assessing internal waters (Lakes) using operational space born data and field measurements. *European Water* 9(10): 25-33.
- Tchakonté, S., G. A. Ajeegah, D. Diomande, I. A. Camara, K. M. Konan y P. Ngassam, 2014. Impact of anthropogenic activities on water quality and Freshwater Shrimps diversity and distribution in five rivers in Douala, Cameroon. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences* 4: 183–194.
- Thorp, H. J. y A. P. Covich. 2001. *Ecology and classification of North American Freshwater Invertebrates*. Second edition. Academic Press. USA. 248 p.
- Toledo, A. y L. Bozada. 2002. *El Delta del río Balsas*. Instituto Nacional de Ecología, Colegio de Michoacán. 294 p.
- Toro, M., S. Robles, J. Avilés, C. Nuño, S. Vivas, N. Bonada, N. Prat, J. Alba-Tercedor, J. Casas, C. Guerrero, P. Jáimez-Cuéllar, J. L. Moreno, G. Moyá, G. Ramon, M. L. Suárez, M. R. Vidal-Abarca, M. Álvarez y I. Pardo. 2002. Calidad de las aguas de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. Características físico-químicas. *Limnetica* 21: 63-75.
- Trujillo-Jiménez, P., J. E. Sedeño-Díaz, J. A. Camargo Y E. López-López. 2011. Assessing environmental conditions of the río Champotón (México) using diverse indices and biomarkers in the fish *Astyanax aeneus* (Günther, 1860). *Ecological Indicators* 11: 16361646.

- VANR. 2004. Vermont stream geomorphic assessment phase 2 handbook. Rapid stream assessment. Vermont Agency of Natural Resources. Montpelier, USA. 83 p.
- Varona-Cordero, F. y M. F. Gutiérrez. 2003. Estudio multivariado de la fluctuación espaciotemporal de la comunidad fitoplanctónica en dos lagunas costeras del estado de Chiapas. *Hidrobiológica* 13(3): 177-194.
- Viaroli, P. y R. R. Christian. 2003. Description of trophic status of and eutrophic coastal lagoon through potential oxygen production and consumption: defining hyperautotrophy and dystrophy. *Ecological Indicators* 3: 237-250
- Viteri-Garcés, M. I., J. A. Chalen-Medina y Z. L. Cevallos-Revelo. 2017. Determinación de bioindicadores y protocolos de la calidad de agua en el embalse de la Central Hidroeléctrica Baba. *Revista Científica Dominio de las Ciencias* 3(3): 628-646.
- Ward, J. V., K. Tockner, D. B. Arscott y C. Claret. 2002. Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology* 47: 517-539.
- Wetzel, R.G. y G. E. Likens. 2000. *Limnological Analyses*. 3rd Edition. Springer-Verlag. Nueva York. 429 p.
- Wilhm, J. L. y T. C. Dorris. 1968. Biological parameters for water quality criteria. *BioScience* 18: 477-481
- Zhang, Y., R. Zhao, W. Kong, S. Geng, C. N. Bentsen y X. Qu, 2013. Relationships between macroinvertebrate communities and land use types within different riparian widths in three headwater streams of Taizi River, China. *Journal of Freshwater Ecology* 28: 307328.
- Zambrano, L. 2007. La vida en las aguas continentales. *Ciencia* 58: 72-79.



Cuernavaca, Mor; a 29 de octubre de 2021

DR. ALEJANDRO GARCÍA FLORES
ENCARGADO DE DESPACHO DE LA DIRECCIÓN
DEL CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

Por este medio informo a usted que después de revisar el trabajo de tesis intitulado:

**“APLICACIÓN DE BIOINDICADORES E INDICES BIOLÓGICOS Y ECOLÓGICOS PARA
EVALUAR EL ESTADO DE SALUD DEL RÍO AMACUZAC ”**, que presenta la alumna
ANAYELLI MARTÍNEZ ZAVALA, mismo que constituye un requisito parcial para obtener el
grado de MAESTRO EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES; lo encuentro satisfactorio por
lo que emito mi **VOTO DE APROBACIÓN** para que la alumna continúe con los trámites
necesarios para presentar el examen de grado correspondiente.

Sin más por el momento, quedo de usted.

Atentamente
Por una humanidad culta
Una universidad de excelencia

Dr. Rubén Castro Franco
Profesor Investigador UAEM

C.c.p. archivo



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

RUBEN CASTRO FRANCO | Fecha:2021-11-02 10:51:21 | Firmante

BRYJrCHKqdOL9S+vnfyav3skDyXx3XPp4VVLdA0wizJZ6cdlrZTExj+3P4+d21BqZTXm36yfEOg8UEAY3ltgg9ZurO8hkJiXK7vPZNFb3tBsupcM1buRhBTeOPzjXP3qSPY7fvH+Pt
e+lugX+k8yjPpInt4haK0eHpEymFlwbAsVTeguW8iU6dfHqvcsl13MM2kMD68mZoGUPsuDaPaclH6tahFaEOtkRTSjHrdQivu7VZbgY42wp09Q+YMwmJHADzNthITrmQxaATUa+
BMI9L6jVHWI6DwcsRAKBHZc3GE+AjUID00VqpBIDMxnV3moLQNhCeXUpsqhFe8H3qtfq==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o
escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



[alj2P00bJ](#)

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/pMgoWClizGqewSAYm4LRWz2lv9nWq1pj>





Cuernavaca, Mor; a 29 de octubre de 2021

**DR. RUBÉN CASTRO FRANCO
COORDINADOR DE LA MAESTRIA EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES
DEL CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS**

Por este medio informo a usted que después de revisar el trabajo de tesis intitulado:
“**APLICACIÓN DE BIOINDICADORES E INDICES BIOLÓGICOS Y ECOLÓGICOS PARA
EVALUAR EL ESTADO DE SALUD DEL RÍO AMACUZAC**”, que presenta la alumna
ANAYELLI MARTÍNEZ ZAVALA, mismo que constituye un requisito parcial para obtener el
grado de MAESTRO EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES; lo encuentro satisfactorio por
lo que emito mi **VOTO DE APROBACIÓN** para que la alumna continúe con los trámites
necesarios para presentar el examen de grado correspondiente.

Sin más por el momento, quedo de usted.

Atentamente
Por una humanidad culta
Una universidad de excelencia

M. en C. Judith García Rodríguez
Profesora Investigadora UAEM

C.c.p. archivo



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

JUDITH GARCIA RODRIGUEZ | Fecha:2021-10-31 20:26:06 | Firmante

rWF6oaHjDVS8QkM4q9E5KsAd1FX4/xtDjgs8JiDMr8QCLsy2BqqGGSWZbXVb2+8TqmBVzoYr1S8Hjek44LWVrc5UbcW933HrhFYteU3fvKPM/TVN4xRWMi0oq4rn9xiUbY9ICZD4lmaUI09MrxZI7HSfnPcof1Dlk3S2+/6XfDlrZWx9qL7AceChm0kp881TydhSx4the5Bmhgv21mpmGzYeSvGrqYIOM19Jxy82Sg87KNH9E/RNJ2JTUMFihBD8jol5H7WzNwztx31yGblGeOWaqCepZG2o2n4G0JnrKhrp9jn8BRE0c2y6MML0dpr/EMff30penRab+IE9LD9eg==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



[ZPg3ebVoX](#)

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/IVTJW9trgfAPsoJ3fiRvwMuhNWucmKOe>





Cuernavaca, Mor; a 29 de octubre de 2021

DR. RUBÉN CASTRO FRANCO
COORDINADOR DE LA MAESTRIA EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES
DEL CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

Por este medio informo a usted que después de revisar el trabajo de tesis intitulado:
“**APLICACIÓN DE BIOINDICADORES E INDICES BIOLÓGICOS Y ECOLÓGICOS PARA
EVALUAR EL ESTADO DE SALUD DEL RÍO AMACUZAC**”, que presenta la alumna
ANAYELLI MARTÍNEZ ZAVALA, mismo que constituye un requisito parcial para obtener el
grado de MAESTRO EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES; lo encuentro satisfactorio por
lo que emito mi **VOTO DE APROBACIÓN** para que la alumna continúe con los trámites
necesarios para presentar el examen de grado correspondiente.

Sin más por el momento, quedo de usted.

Atentamente
Por una humanidad culta
Una universidad de excelencia

Dra. Patricia Trujillo Jiménez
Profesora Investigadora UAEM

C.c.p. archivo



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

PATRICIA TRUJILLO JIMENEZ | Fecha:2021-10-31 10:26:57 | Firmante

bf2T/vaJh/8OfgWcbYrkzdhBAyfNqfkhPuxM6+8qP/6PU9onb/eOOuvJy272dzGSq/96ssrIT+UPmlSgVf4TMYbrNK2wXkXf0y1VYVYA4QxyfYTXnG6eeWfo4vnNVLIhRcX60uF6A9tD
mE9VvWxMf9tkjJk38Vh5KA61Y2Y0lxqHS5otX2vBGI DymBxVC5X2Sfekbpqo188GaPl6CHRrFMc6sEggq4jqxHOTsoocdDZhQ7yrsWMPANvSQsWocxUN7W/N2a9Nk819Px/xjiP
nNVF0me5IHxxi8BFZ03yDtkl75ulOB+XgvpRMJtlxz1pVmRMWpUv+HOb6FERa+HQ2w==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o
escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



[xiFUKjlaB](#)

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/EnwzOPVxdVm7MwPd2eojrZ4cceFTijQk>





Cuernavaca, Mor; a 29 de octubre de 2021

DR. RUBÉN CASTRO FRANCO
COORDINADOR DE LA MAESTRIA EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES
DEL CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

Por este medio informo a usted que después de revisar el trabajo de tesis intitulado:
“**APLICACIÓN DE BIOINDICADORES E INDICES BIOLÓGICOS Y ECOLÓGICOS PARA
EVALUAR EL ESTADO DE SALUD DEL RÍO AMACUZAC**”, que presenta la alumna
ANAYELLI MARTÍNEZ ZAVALA, mismo que constituye un requisito parcial para obtener el
grado de MAESTRO EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES; lo encuentro satisfactorio por
lo que emito mi **VOTO DE APROBACIÓN** para que la alumna continúe con los trámites
necesarios para presentar el examen de grado correspondiente.

Sin más por el momento, quedo de usted.

Atentamente
Por una humanidad culta
Una universidad de excelencia

Dr. Alejandro García Flores
Profesor Investigador UAEM

C.c.p. archivo



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

ALEJANDRO GARCIA FLORES | Fecha:2021-10-31 10:21:52 | Firmante

g4PTPZHMTzhEOmbOKXzInOihLQ7NBWfvdG1Zai3SNCm+v/kE8bNJHi+1W38XWGe6GBwxiZBVZIs1YelnR8m5lvDlzF8ioCFZlu6L+JowzIRsZrD9rCVA sb8vcqz/7tSfuAdmMkn ZCXbcaeEH4qDQDIgGThAMC1vqWLMq7qQOHnzLvPHMT0X3v/F1VFmnR3MYo9gKGZADaHhTSk2IEOV/lo5i3gL6XUrdaWsl6zYG/vd6jfTnYPVI8dqYT3cMKq0xaSQV Oewbelz MfrxZ9xc3rqf8FgQuhDsSTC2b4Bmpt8aoGvveAzjkyiNf4el/01LOkhtj1ynBxgyL3wyDCNh6Q==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



[Bg4bUQvjc](#)

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/BjnkfaKeoAQgxYkdKIOYcKr3US8Zo4qt>





Cuernavaca, Mor; a 29 de octubre de 2021

DR. RUBÉN CASTRO FRANCO
COORDINADOR DE LA MAESTRIA EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES
DEL CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

Por este medio informo a usted que después de revisar el trabajo de tesis intitulado:

**“ APLICACIÓN DE BIOINDICADORES E INDICES BIOLÓGICOS Y ECOLÓGICOS PARA
EVALUAR EL ESTADO DE SALUD DEL RÍO AMACUZAC ”**, que presenta la alumna
ANAYELLI MARTÍNEZ ZAVALA, mismo que constituye un requisito parcial para obtener el
grado de MAESTRO EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES; lo encuentro satisfactorio por
lo que emito mi **VOTO DE APROBACIÓN** para que la alumna continúe con los trámites
necesarios para presentar el examen de grado correspondiente.

Sin más por el momento, quedo de usted.

Atentamente
Por una humanidad culta
Una universidad de excelencia

M. en C. Migdalia Díaz Vargas
Profesora Investigadora UAEM

C.c.p. archivo



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

MIGDALIA DIAZ VARGAS | Fecha:2021-11-01 20:33:57 | Firmante

iyg/1fJMCnNx1YTvuSlpCKOTTmAxcmVp/7oiE1oimme6ahynXeFV4RN9i7gZvCbctZDE/YvZUpbXMNq9LT1TkVMjtPRK9dULnk5Vcg4LHwnQFJ3eklbHLCuGWwuyzg8f3X0mVR1KS2MN1cchechVRc/s4qD3MjNnmt4s+JYpDdlhVjP9Fab2sretNLlcaAbP3hup8bXWdNGp0fNVWcz1L31ehdmnkqNKI31pxcVRtQ56o+aLJwlcK3Zx3zgGDQ2T9B/EswLmaZGg8FjixrYQ4xX/baFKEuOWElvBryXrYqac+rUfid/ZdwJfCz/GO+EXh7aSabTpAkGIQgC1/D/PW6g==



Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:

fOwclRT4s

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/u9uHldKsl7Jollcf3hhucdpjyO3exoNM>





Cuernavaca, Mor; a 29 de octubre de 2021

DR. RUBÉN CASTRO FRANCO
COORDINADOR DE LA MAESTRIA EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES
DEL CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

Por este medio informo a usted que después de revisar el trabajo de tesis intitulado:

**“ APLICACIÓN DE BIOINDICADORES E INDICES BIOLÓGICOS Y ECOLÓGICOS PARA
EVALUAR EL ESTADO DE SALUD DEL RÍO AMACUZAC ”**, que presenta la alumna
ANAYELLI MARTÍNEZ ZAVALA, mismo que constituye un requisito parcial para obtener el
grado de MAESTRO EN MANEJO DE RECURSOS NATURALES; lo encuentro satisfactorio por
lo que emito mi **VOTO DE APROBACIÓN** para que la alumna continúe con los trámites
necesarios para presentar el examen de grado correspondiente.

Sin más por el momento, quedo de usted.

Atentamente
Por una humanidad culta
Una universidad de excelencia

M. en C. Roberto Trejo Albarrán
Profesor Investigador UAEM

C.c.p. archivo



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL
ESTADO DE MORELOS

Se expide el presente documento firmado electrónicamente de conformidad con el ACUERDO GENERAL PARA LA CONTINUIDAD DEL FUNCIONAMIENTO DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MORELOS DURANTE LA EMERGENCIA SANITARIA PROVOCADA POR EL VIRUS SARS-COV2 (COVID-19) emitido el 27 de abril del 2020.

El presente documento cuenta con la firma electrónica UAEM del funcionario universitario competente, amparada por un certificado vigente a la fecha de su elaboración y es válido de conformidad con los LINEAMIENTOS EN MATERIA DE FIRMA ELECTRÓNICA PARA LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE ESTADO DE MORELOS emitidos el 13 de noviembre del 2019 mediante circular No. 32.

Sello electrónico

ROBERTO TREJO ALBARRAN | Fecha:2021-11-01 13:34:11 | Firmante

aDZ8chE6CQT7DI6ZVe8w/pLUyUkVd/LN8YLspZrDZefUn3xbpHxxVGcUbgTPYd5eyaWzFAd2gXZZDpx/DLAILnWGcn1+x3tjQIZ4x+XnzasIn92FIn3qhQ/ctJQA+QvLSjcZM8FMj6wF6VBSq8+QV1KEA4Qt9im7TOK/pa2oD/jQi4hM8atwi7CiRSayadR5hcRzYNgdxT8HkVmV0FU5oE/Qor6Tn7FIYK1pYs/J5mjLdhrPKtr3Vn6DQOqJWLBfg2sCO9OSLjENxg+o/AhT0HC6pYmtKRQLkKr3NwDTNlrGq643FXoED8/eibj0VGCTvqe1z7/KqUPQB03iLVw==

Puede verificar la autenticidad del documento en la siguiente dirección electrónica o escaneando el código QR ingresando la siguiente clave:



GvY5XfRDU

<https://efirma.uaem.mx/noRepudio/XZbJTrFqgeuz13YtgQiKxgbAcz2l9ls2>

