MEDIO AMBIENTE
SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES

IMTA
INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA

**COORDINACIÓN DE GOBERNANZA DEL AGUA Y FORTALECIMIENTO DE CAPACIDADES**

**SUBCOORDINACIÓN DE POSGRADO Y EDUCACIÓN CONTINUA**

# TESIS

## ÍNDICE DE INTEGRIDAD BIÓTICA CON MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS EN RÍOS DEL ALTO BALSAS (IIBAB).

**que para obtener el grado de**

**Maestro en Ciencias y Tecnología del Agua**

**presenta**

**Biól. Favio César Avilez Avila**

**Tutora: Dra. Perla Edith Alonso Eguía Lis**

**Jiutepec, Morelos** **2023**

Con fundamento en los artículos 21 y 27 de la Ley Federal del Derecho de Autor y como titular de los derechos moral y patrimoniales de la obra titulada "ÍNDICE DE INTEGRIDAD BIÓTICA CON MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS EN RÍOS DEL ALTO BALSAS (IIBAB)", otorgo de manera gratuita y permanente al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, autorización para que fijen la obra en cualquier medio, incluido el electrónico, y la divulguen entre su personal, estudiantes o terceras personas, sin que pueda percibir por tal divulgación una contraprestación.

**Favio César Avilez Avila**

Jiutepec, Morelos a junio 2023.

MAESTRÍA EN CIENCIAS Y TECNOLOGÍA DEL AGUA

(SISTEMAS AMBIENTALES)

Comité tutorial:

Dra. María Antonieta Gómez Balandra

Dra. Perla Edith Alonso Eguía Lis

Dr. Norman Mercado Silva

M. C. Camilo Vázquez Bustos

Directora de tesis

Dra. Perla Edith Alonso Eguía Lis

Jiutepec, Morelos

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

**Dedicatoria**

A mi colega, mejor amiga y compañera de vida hasta el día de hoy,

Karla Ameyalli Vázquez Servín.

Sin tu apoyo, comprensión y compañía esta etapa hubiera sido muy difícil.

**Agradecimientos**

A mi familia, que muchas veces sin saber o comprender el trabajo que hacía, siempre estuvieron presentes brindándome su apoyo, especialmente mi mamá Antonieta Avila y mi papá Octavio Avilez. Infinitas gracias.

A la Dra. Perla E. Alonso Eguía Lis, por mantener siempre abiertas las puertas del laboratorio, por compartir su experiencia y conocimiento para mi desarrollo profesional y, sobre todo, por su amistad y confianza.

A los integrantes de mi comité tutorial, la Dra. María Antonieta Gómez Balandra, Dr. Norman Mercado Silva y el M.C Camilo Vázquez Bustos. Su paciencia, disposición, aportes, experiencia y comentarios ayudaron en el enriquecimiento y desarrollo del presente trabajo.

Al M.I. Jorge Izurieta Dávila, por su valioso apoyo en el inicio de este proyecto, por compartirme toda la información de datos fisicoquímicos que le solicite y por aclarar muchas de mis dudas, así como sus consejos y recomendaciones en los diferentes muestreos en campo que nos tocó coincidir.

Al Psicól. Alejandro Flores Pedroche, por su apoyo, amistad, confianza, valiosos consejos y por su apoyo al regalarme el traje para el día del examen de obtención de grado.

A los miles de trabajadores mexicanos y los impuestos que pagan, ya que de ahí surgen las becas que el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) gestionó mediante el Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) para mis compañeros y para mi. Esas becas son un excelente apoyo y motivación para continuar con una buena formación académica.

Al personal de la Subcoordinación de posgrado y educación continua del IMTA, en especial a Belem Arroyo Ramírez, por su excelente gestión, eficiencia, paciencia, orientación y apoyo en todos los trámites correspondientes. Más personas como tú en esos cargos administrativos.

A todas las personas que ha formado parte del equipo de trabajo del laboratorio de Bioindicadores-IMTA, desde el 2014 a la actualidad, ya que, por azares del destino, y directa o indirectamente, me ayudaron en la colecta y procesamiento de muestras. Se les recuerda con gran estima.

**Tabla de contenido**

Resumen .....XII

1. Introducción ..... 1

2. Marco teórico ..... 2

2.1. Estudios de biomonitoreo e índices de integridad biótica en México..... 7

2.2. Biomonitoreo en el estado de Morelos..... 8

3. Justificación ..... 10

4. Hipótesis ..... 10

5. Objetivo general ..... 10

5.1. Objetivos particulares ..... 10

6. Materiales y métodos ..... 10

6.1. Área de estudio ..... 10

6.1.1. Sitios de monitoreo ..... 11

6.1.2. Precipitación ..... 14

6.1.3. Clima ..... 15

6.1.4. Uso de suelo y vegetación ..... 18

6.1.5. Importancia de la zona de estudio ..... 20

6.2. Recopilación de datos ..... 20

6.2.1. Parámetros fisicoquímicos en la zona de estudio ..... 21

6.2.2. Estructura y análisis del ensamble de macroinvertebrados acuáticos y evaluación ambiental ..... 22

6.2.3 Selección de sitios de referencia ..... 24

6.3. Elaboración del índice de integridad biótica para ríos del alto Balsas (IIBAB) ..... 25

7. Resultados ..... 28

7.1 Parámetros fisicoquímicos ..... 28

7.2 Estructura y análisis del ensamble de macroinvertebrados acuáticos..... 35

7.3 Selección de los sitios de referencia ..... 39

7.4 Generación del índice de integridad biótica para los ríos del alto Balsas (IIBAB). ..... 41
7.4.1 Selección de métricas para la integración del IIBAB ..... 41
7.4.2 Generación de la ecuación del IIBAB ..... 52
8. Discusión ..... 56
9. Conclusiones ..... 62
10. Referencias ..... 63
11. Anexos ..... 74

**Índice de tablas**

Tabla 1. Sitios de monitoreo en las cuencas del río Amatzinac (RA), Cuautla (RC) y Yautepec (RY). ..... 12

Tabla 2. Clima en las cuencas del río Amatzinac, Cuautla y Yautepec, en el estado de Morelos. ..... 16

Tabla 3. Proporción de uso de suelo y vegetación en las cuencas del río Amatzinac, Cuautla y Yautepec, dentro del estado de Morelos. ..... 19

Tabla 4. Parámetros fisicoquímicos considerados en la integración del índice de integridad biótica de los ríos del alto Balsas (IIBAB). ..... 21

Tabla 5. Métricas biológicas y de evaluación ambiental seleccionadas para la elaboración del índice de integridad biótica de los ríos del alto Balsas (IIBAB). ..... 23

Tabla 6. Jornadas de muestreo en los sitios de monitoreo, en el periodo multianual 2014-2019, en las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec. ..... 28

Tabla 7. Análisis de correlación de Pearson ($p \leq 0.01$) entre los parámetros fisicoquímicos (de campo y laboratorio). ..... 30

Tabla 8. Análisis de correlación de Pearson ($p \leq 0.01$) entre el gradiente altitudinal y los parámetros fisicoquímicos seleccionados en las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec. ..... 30

Tabla 9. Correlación de Pearson (p≤0.05) entre el gradiente altitudinal y parámetros biológicos en las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec, en el periodo multianual 2014-2019. ..... 38

Tabla 10. Análisis de correlación de Pearson (p ≤0.05) entre los índices de evaluación ambiental y el gradiente altitudinal. ..... 41

Tabla 11. Métricas seleccionadas para la elaboración del IIBAB. ..... 52

Tabla 12. Categorías del Índice biótico de integridad en ríos del alto Balsas (IIBAB). ..... 54

Tabla 13. Valores del Índice biótico de integridad en ríos del alto Balsas, en las cuencas del río Amatzinac, Cuautla y Yautepec. ..... 55

**Índice de figuras**

Figura 1. Ubicación de los sitios de monitoreo con nombre clave y entre paréntesis el orden de río, en las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec, en el estado de Morelos. ..... 13

Figura 2. Gradiente altitudinal de los sitios de monitoreo ubicados en las cuencas de los ríos Amatzinac, Cuautla y Yautepec. ..... 14

Figura 3. Valores promedio mensuales de precipitación en la cuenca de los ríos Cuautla y Yautepec. Adaptado de Izurieta et al., (2020). ..... 15

Figura 4. Tipos de clima en las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec, en el estado de Morelos. ..... 17

Figura 5. Uso de suelo y vegetación en las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec, en el estado de Morelos. ..... 19

Figura 6. Diagrama de flujo para la generación del Índice de Integridad biótica de ríos del alto Balsas (IIBAB). ..... 26

Figura 7. Cloruros totales y fosfatos totales en las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec, en el periodo multianual 2014-2019. E= estiaje; L= lluvias. LMaxP= Límite máximo permisible; CECA= Criterios ecológicos de calidad de agua, para protección de vida acuática en agua dulce (DOF, 1989). .. 31

Figura 8. Dureza total y Sulfatos en las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec, en el periodo multianual 2014-2019. E= estiaje; L= lluvias. LMaxP= Límite máximo permisible; CECA= Criterios Ecológicos de Calidad del Agua, para aguas con uso de riego agrícola (DOF, 1989). ..... 32

Figura 9. Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Oxígeno disuelto (OD) en las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec, en el periodo multianual 2014-2019. E= estiaje; L= lluvias. LMinP=Valor mínimo permitido; CECA= Criterios Ecológicos de Calidad del Agua, para protección de vida acuática en agua dulce (DOF, 1989). ..... 33

Figura 10. Unidades de pH y temperatura en las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec, en el periodo multianual 2014-2019. E= estiaje; L= lluvias. RP= Rango permitido; CECA= Criterios ecológicos de calidad del agua, para aguas con uso de riego agrícola. ..... 34

Figura 11. A) Xiphocentron sp. (Xiphocentronidae) colectado en el “El Salto”, en la cuenca del río Amatzinac, Morelos, vista dorsal de cuerpo completo (izquierda) y vista abdominal con detalle en el labro (derecha). B) Corbiculidae con valva cerrada (izquierda) y valvas abiertas con vista al cuerpo del organismo (derecha). C) Concha de Thiaridae. Fotografías propias. ..... 35

Figura 12. Descriptores del ensamblaje de macroinvertebrados bajo un gradiente altitudinal en las cuencas de los ríos Amatzinac y Cuautla en el periodo multianual 2014-2019. E= Estiaje; L= Lluvias. ..... 36

Figura 13. Descriptores del ensamblaje de macroinvertebrados bajo un gradiente altitudinal en la cuenca del río Yautepec en el periodo multianual 2014-2019. E= Estiaje; L= Lluvias. ..... 37

Figura 14. Análisis multidimensional no paramétrico de macroinvertebrados acuáticos asociados a temporada de lluvias y estiaje, en el periodo multianual 2014-2019. ..... 38

Figura 15. Índices de evaluación ambiental (IBF, IBR e IVP) en las cuencas de los ríos Amatzinac y Cuautla. ..... 39

Figura 16. Índices de evaluación ambiental (IBF, IBR e IVP) en las cuencas del río Yautepec. ..... 40

Figura 17. Análisis de componentes principales de métricas biológicas para las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec. ..... 42

Figura 18. Análisis de componentes principales de parámetros fisicoquímicos para las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec. ..... 43

Figura 19. Análisis de coordenadas principales utilizando como factor de agrupación el uso de suelo y vegetación, en las cuencas del río Amatzinac, Cuautla y Yautepec, donde A) CAP a nivel taxonómico de familia y B) CAP a nivel taxonómico de género. ..... 45

Figura 20. Análisis de coordenadas principales utilizando como factor de agrupación clima, en las cuencas del río Amatzinac, Cuautla y Yautepec, donde A) CAP a nivel taxonómico de familia y B) CAP a nivel taxonómico de género..... 46

Figura 21. Análisis de coordenadas principales utilizando como factor de agrupación cuenca, en las cuencas del río Amatzinac, Cuautla y Yautepec, donde A) CAP a nivel taxonómico de familia y B) CAP a nivel taxonómico de género. ..... 47

Figura 22. Análisis de coordenadas principales utilizando como factor de agrupación la sección de cuenca, en las cuencas del río Amatzinac, Cuautla y Yautepec, donde A) CAP a nivel taxonómico de familia y B) CAP a nivel taxonómico de género. ..... 48

Figura 23. Análisis de coordenadas principales, de familias de macroinvertebrados acuáticos, con factor de agrupación: A) Índice de calidad de bosque de ribera (IBR) y B) Índice de valoración por perturbación, en las cuencas de los ríos Amatzinac, Cuautla y Yautepec. ..... 50

Figura 24. Análisis de coordenadas principales utilizando como factor de agrupación el Índice biótico de familias, en las cuencas del río Amatzinac, Cuautla y Yautepec. ..... 51

**Índice de anexos**

Anexo 1. Índice de Calidad de Bosque de Ribera (IBR), adaptado de Sánchez (2017). ..... 74

Anexo 2. Índice de valoración por perturbación (IVP), adaptado de Sánchez (2017). ..... 75

Anexo 3. Porcentaje de lecturas de parámetros fisicoquímicos asociados a cada sitio de monitoreo. ..... 76

Anexo 4. Taxones presentes en las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec, asociados a su grupo funcionales alimenticio (GFA) de acuerdo a Barbour et al., (1999). El número “1” indica presencia y el “0” ausencia. CR= Colector recolector; D= depredador; F= filtrador; FC= filtrador colector; Fr= fragmentador; Om= omnívoro; Pa= parásito; R= raspador. ..... 77

Anexo 5. Datos de tipo biológico para cada sitio de monitoreo obtenidos en las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec, en el periodo multianual 2014-2019..... 81

## Resumen

Los ríos y sus sistemas asociados, son ecosistemas importantes que brindan innumerables servicios ambientales a la sociedad. Sin embargo, son considerados como los ecosistemas que presentan el mayor grado de degradación, y a menudo, las acciones de conservación no se enfocan estos sistemas ya que se requiere de esfuerzos multidisciplinarios a gran escala. En el presente trabajo se desarrolló un Índice de Integridad Biótica en ríos del Alto Balsas (IIBAB), que se fundamenta en muestreos multianuales y temporales en las cuencas de los ríos Amatzinac, Cuautla y Yautepec, en un periodo del 2014-2019, en 26 sitios de monitoreo. Para la generación del IIBAB se trabajó con 27 parámetros fisicoquímicos; la caracterización biológica del ensamble de Macroinvertebrados acuáticos a nivel taxonómico de familia, sus propiedades emergentes, taxones tolerantes e intolerantes a la contaminación, taxones exóticos e introducidos, grupos funcionales alimenticios, y tres índices de evaluación ambiental: a) Índice de calidad de Bosque de ribera “IBR”, b) Índice de valoración por perturbación “IVP” y c) Índice biótico de Familias “IBF”. Mediante métodos exploratorios y de ordenaciones multivariadas se seleccionaron aquellas métricas que presentaron la mayor importancia. Se establecieron sitios de referencia mediante análisis de componentes principales (CAP) con los índices de evaluación ambiental y la densidad de los Macroinvertebrados acuáticos. Como resultado, el índice se integró por las métricas de Equitatividad de Brillouin (EHB’), Porcentaje de Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera y Odonata (Gomphidae) (%EPTO), porcentaje de Chironomidae (%Ch), porcentaje de Thiaridae-Corbiculidae (%TC), porcentaje de colectores recolectores (%CR), porcentaje de filtradores (%F), porcentaje de fragmentadores (%Fr), y el Índice biótico de Familias (IBF). A cada métrica se le calculó su eficiencia discriminativa y con base en los percentiles 75 y 25 se establecieron cinco categorías de integridad biótica para el IIBAB: Excelente, muy buena, buena, regular y mala.

## 1. Introducción

Los ríos y sus sistemas asociados como vegetación riparia, son ecosistemas importantes que brindan innumerables servicios ambientales a la sociedad, como agua potable, control de inundaciones, energía hidroeléctrica, recreación, asimilación de contaminantes y desechos, entre otros (Weigel y Dimick, 2011). Sin embargo, son considerados como los ecosistemas que presentan el mayor grado de degradación y riesgo debido a las fuertes presiones generadas por procesos de contaminación, alteraciones hidrogeomorfológicas y la explotación desmedida de los recursos hídricos e hidrobiológicos (Alonso-EguíaLis et al., 2014; Feio et al., 2021; WWF, 2020).

A menudo las acciones de conservación no se enfocan en los hábitats de agua dulce, ya que se requiere de esfuerzos multidisciplinarios a gran escala. Se ha estimado que la abundancia promedio de la biodiversidad dulceacuícola ha disminuido un 84% entre 1970 y 2016 (Suriano et al., 2011; Alonso-EguíaLis et al., 2014; Barrios et al., 2015; Feio et al., 2021; WWF, 2020), por lo que resulta de vital importancia mejorar nuestra capacidad para proteger los recurso hídricos y biológicos e identificar y predecir los efectos de perturbación antropogénicas en los sistemas ambientales (Karr y Chu, 1999; Rodríguez-Olarte et al., 2020). Para ello se requiere desarrollar diferentes herramientas de evaluación y monitoreo que representen de manera óptima la complejidad natural de estos ecosistemas y que permitan a su vez, el vínculo entre la gestión y el biomonitoreo de los sistemas de agua dulce (Bonada et al., 2006; Feio et al., 2021).

El biomonitoreo es una herramienta importante para conocer la influencia antropogénica en los ríos ya que la biota responde de manera integral al estrés a escala espacial y temporal (Weigel y Dimick, 2011). Karr y Chu (1999) y Bonada et al. (2006) definen al biomonitoreo como “el uso de variables biológicas para evaluar el ambiente y que tiene como tarea principal la búsqueda del indicador biológico ideal cuya presencia, abundancia y / o comportamiento refleje el efecto de un factor de estrés en la biota”.

Entre las herramientas de biomonitoreo mejor aceptadas se encuentran los índices de integridad biótica “IIB” (o IBI, por sus siglas en inglés), que ayudan a explicar la variabilidad funcional y estructural de los componentes bióticos de un ecosistema fluvial, así como los parámetros físicos y químicos del hábitat presentes en determinado momento siendo una de las herramientas más completas en la actualidad (Karr y Chu, 1997; Karr y Chu, 1999; Bonada et al., 2006; Domínguez y Fernández 2009; Bailey et al., 2014; Rodríguez-Olarte et al., 2020).

El uso de los macroinvertebrados acuáticos (MIA) como bioindicadores en análisis de calidad del agua y otras perturbaciones en programas de biomonitoreo ha promovido el desarrollado de diferentes índices ecológicos, índices bióticos y multimétricos como herramientas para ese tipo de análisis (Bonada et al., 2007; Hanson et al., 2010; Barrios et al., 2015), ya que integran efectos de múltiples factores de perturbación o estrés en cuerpos de agua que resultan esenciales para evaluar la condición del ecosistema y establecer medidas de recuperación y conservación a lo largo del tiempo (Feio et al., 2021).

Resulta importante establecer el nivel de complejidad biológica a trabajar. Los MIA se utilizan a diferentes niveles, desde nivel individuo (por ejemplo, en trabajos con enfoque ecotoxicológico o introducción de una especie invasora y su efecto dentro del sistema) (Bello-González, 2020; Labaut, 2021; Ceraín-Salsamendi et al., 2022) hasta nivel de población, ensamble o comunidad (desde datos de métricas como riqueza, porcentaje o estructura del ensamble, hasta métricas más complejas como porcentaje de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera considerados como taxones relativamente sensibles, así como gran número de índices de diversidad y equitatividad, entre otros) (Barbour et al. 1999; Barbour et al., 2006; Rosenberg et al. 2008, Prat et al., 2009; Fierro et al., 2018; Feio et al., 2021).

En el presente trabajo se elaboró un índice de integridad biótica adaptado a las condiciones ambientales y presión antropogénica en ríos del alto Balsas, con base en información generada en años recientes (Alonso-EguíaLis et al., 2015 e Izurieta et al., 2020) como una herramienta integral para conocer su estado y a su vez generar un instrumento de gestión que permita el seguimiento y conservación del recurso hídrico en cuencas del Estado de Morelos.

## 2. Marco teórico

Las cuencas hidrográficas son espacios territoriales delimitados por un parteaguas (las partes más altas de las montañas) donde se concentran los escurrimientos, como ríos y arroyos, que confluyen y desembocan en un punto común (SEMARNAT, 2018). Presentan cambios a escala espacial, temporal, longitudinal y trasversal que brindan las condiciones necesarias para sostener la gran biodiversidad que en ellas se desarrolla, por lo que, diversos autores (Vannote et al., 1980; Rodríguez-Olarte et al., 2020) proponen los principios que rigen a los ríos como un continuo (RCC) al considerar variables físicas, químicas e hidrológicas, y permite conocer las interacciones y las características biológicas de un sistema lótico desde su nacimiento hasta su desembocadura.

En términos generales, una cuenca se separa en tres secciones de acuerdo a las condiciones que presenta (Vannote et al., 1980):

- Cuenca alta o arroyos de montaña, de bajo orden hidrológico, con dominancia de roca madre sustrato rocoso, materia orgánica particulada gruesa (MOPG) principalmente alóctona y aguas con bajas temperaturas.
- Cuenca media (o de transferencia), que comprende ríos más amplios, sustrato rocoso (canto rodado), grava y un poco de arenas, materia orgánica particulada fina (MOPF) proveniente de aguas arriba.
- Cuenca baja (depositación), que indica ríos grandes, cuyo sustrato predominante son arenas, limos y arcillas, presenta gran cantidad de MOPF suspendida en la columna de agua proveniente de aguas arriba.

Así mismo, el concepto del río continuo sostiene que los organismos acuáticos pueden organizarse como formadores de un continuo energético y de biomasa de reemplazamientos a diferente escala, ya que se mueven hacia un equilibrio entre el uso eficiente de la energía, de acuerdo a la disponibilidad de alimento e hidroambientes, lo que permite una adaptación al equilibrio entre las condiciones físicas y dinámicas del cauce (Vannote et al., 1980; Castro y Donato, 2008), por lo que estudios ecológicos, biogeográficos, taxonómicos y morfológicos de los organismos que habitan en ambientes lóticos muestran la importancia que tienen las características físicas y químicas de los ríos sobre la biota (Allan, 1995; Cruz-Cárdenas et al., 2022).

Gracias a la interrelación estructural entre los ecosistemas acuáticos y la respuesta biológica de los organismos que habitan en ellos, se puede obtener una herramienta de biomonitoreo para las cuencas hidrográficas que además permita identificar cierto grado de perturbación por estresores ambientales (factores bióticos o abióticos derivados de presión antropogénica que altera el funcionamiento natural del ecosistema) y el establecimiento de condiciones de referencia (Rodríguez-Olarte et al., 2020).

Los primeros análisis de calidad de agua que utilizaron bioindicadores se desarrollaron a principios de 1900, a partir de criterios bacteriológicos, que más adelante incluyeron otros microrganismos como algas, hongos y protozoos. Posteriormente, surge un enfoque de investigación para utilizar comunidades acuáticas enteras (plantas, invertebrados, peces, algas), como indicadores del estado de contaminación (Bonada et al., 2006).

Para considera al biomonitoreo como una herramienta confiable, se deben cumplir los siguientes criterios (Pérez-Munguía y Pineda-López, 2005; Bonada et al., 2006):

1. Debe tener fundamentos científicos sólidos: conceptos ecológicos, presentan predictibilidad a priori, capacidad para evaluar funciones ecológicas, capacidad o potencialidad para identificar diferentes tipos de contaminación.
2. Su implementación resulta en un bajo costo económico tanto en trabajo experimental como de muestreo, así como identificación taxonómica a través de literatura ya desarrollada y uso de protocolos simples y estandarizados.
3. Puede ser aplicable a diferente escala: cuenca, ecorregión hidrológica o biogeográfica; capacidad para detectar cambios antropogénicos, así como identificación lineal entre causa y efecto.
4. Obtención de resultados rápidos para la toma de decisiones. Permite establecer una manifestación clara de los impactos sobre los ecosistemas acuáticos, de manera rápida.
5. Muestra resultados científicos de más fácil comprensión al público. Los protocolos y sus resultados se muestran de forma que puedan ser interpretados por personas sin estricta formación científica.
6. Utiliza procedimientos ambientalmente amigables. La toma de muestras no impacta a biota ni a los procesos del ecosistema que se encuentra bajo monitoreo.
7. Se basa en datos multimétricos y multivariados. Un muestreo debe fundamentarse en varios parámetros (físicos, químicos y/o biológicos), ya que son los componentes principales del índice y debe pasar por rigurosos análisis estadísticos multivariados al momento de su diseño.

Se han desarrollado diversos índices para conocer el estado integral de un cuerpo de agua, llamados índices de integridad biótica (IIB) o índices multimétricos (IM) que se basan en las relaciones entre la biota y condiciones propias del ambiente en un sitio en específico y que puede ser comparable con sitios de condiciones geográficas e hidrológicas afines (Bailey et al., 2014).

Su desarrollo se fundamenta en la premisa de que la cuantificación de estresores ambientales y la estimación de parámetros de calidad del agua por si solos no son suficientes para conocer el estado de salud real de los cuerpos de agua, por lo que estos índices se diseñan sobre bases conceptuales que permitan reconocer la variación natural de los ensambles biológicos (grupos de especies relacionadas taxonómicamente, de un hábitat o área geográfica específica) empleados como elementos de medición, así como las variaciones físicas y químicas debidas a alteraciones ante casos de perturbación para poder contrastar con sitios de menor perturbación (Bailey et al., 2014; Monge-Nájera, 2015; Álvarez, et al., 2019).

En la actualidad, los índices bióticos y multimétricos representan una de las herramientas más utilizadas y completas en la evaluación de la condición ecológica de los ríos ya que reúnen, en un solo valor, diferentes métricas biológicas, físicas y químicas de un sitio en específico y explican la variabilidad funcional y estructural de sus componentes (Bonada et al., 2006, Domínguez y Fernández 2009). El uso de estos índices está basado en el concepto de integridad biótica, definido como *"la capacidad que tiene un ecosistema acuático de soportar y mantener una comunidad de organismos adaptable, balanceada e integrada con una composición de especies, diversidad y organización funcional comparable a la comunidad de los ecosistemas naturales dentro de la misma región"* (Karr y Chu, 1999; Bonada et al., 2007; Gutiérrez-Fonseca y Ramírez, 2016; Sánchez, 2017).

La integridad biótica de un sitio se encuentra asociada con la condición y estructura de los ensambles biológicos, los cuales siguen los procesos naturales y funcionales del ambiente físico, por lo que el desarrollo y cálculo un IIB debe considerar como métrica biológica la presencia de todos los taxones presentes (riqueza), su abundancia, composición trófica y si esa fauna es endémica, local, exótica, introducida o invasora y su tolerancia ante eventos de perturbación y/o contaminación (Álvarez et al., 2019) y su vez, asociar esa información con métricas o parámetros de carácter, fisicoquímico, hidrológico y geomorfológico que resultan importantes al momento de evaluar el estado de conservación de un cuerpo de agua (Bonada et al., 2006; Acosta et al., 2009; Hoyos, 2019).

Al considerar que la perturbación en los ecosistemas acuáticos afecta directamente a los organismos que habitan en él, las decisiones de manejo y gestión de los recursos hídricos deben basarse en los resultados del biomonitoreo, por lo que se han desarrollado diversos métodos que utilizan una amplia gama de organismos como indicadores de la integridad ecológica de estos ambientes entre ellos como son las algas, peces y los MIA (Barbour et al., 1999). Estos últimos son organismos invertebrados que desarrollan al menos alguna fase de su ciclo de vida dentro del agua, y que puede ser retenido por una malla con abertura de aproximadamente 250 µm. Es importante resaltar que esta categorización de talla es relativa, por lo que se puede ser más preciso puntualizando a los MIA con base en la clasificación biológica (Hanson et al., 2010).

Entre los MIA se encuentran representantes de diferentes grupos como Annelida (lombrices y gusanos), Arthropoda (algunos crustáceos, insectos acuáticos), Mollusca (caracoles y almejas), Nematoda (ciertos gusanos no segmentados), y Platyhelminthes (planarias) (Hanson et al., 2010; Alonso-EguíaLis et al., 2015).

Se ha demostrado que existen familias, géneros y especies de algunos órdenes taxonómicos de MIA altamente sensibles ante casos de perturbación ambiental por ejemplo Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera y algunas familias de Odonata, excelentes indicadores de buena calidad de agua que ante la menor perturbación ambiental tienden a responder disminuyendo su densidad o bien desaparecen del lugar. Por otra parte, también existen algunos grupos muy tolerantes a la contaminación, por ejemplo, algunos géneros pertenecientes a las familias Chironomidae o Psychodidae (Díptera) que toleran altos valores de contaminación orgánica y condiciones con bajos niveles de oxígeno disuelto en el agua (Kerans y Karr 1994; Sibaja-Araya 2020; Rodríguez-Olarte et al., 2020), por lo que resulta importante dar a conocer el nivel biológico estructural con el que se trabaja.

A nivel de individuo se pueden observar deformidades en antenas y piezas bucales de ciertas larvas de quironómidos causadas por altos niveles de contaminación por Cobre y Zinc en el agua (Deliberalli et al., 2018; Bello-González 2020); a nivel de población se puede medir la tasa de natalidad, mortalidad, proporción de sexos, talla entre los diferentes integrantes y otros atributos (Moreno, 2001); a nivel de ensamble y comunidad se pueden medir diferentes propiedades emergentes tales como riqueza, diversidad alfa y beta, entre otras (Avilez-Avila, 2019; Izurieta et al.,2020). Esos diferentes atributos en cada nivel de complejidad son métricas biológicas capaces de integrar información espacial y temporal para responder de manera predictiva a los diferentes tipos de estresores ambientales (Allan, 2004).

De manera general, los índices multimétricos y de integridad biótica son una buena herramienta para determinar las condiciones actuales y evaluar esfuerzos de manejo y conservación (Weigel y Dimick, 2011).

El Índice de Integridad Biótica-Bentónico (IIB-B) que integra diferentes atributos del ensamble de los MIA, como la riqueza y proporción de especies, la estructura trófica y algunas condiciones individuales (familias de los órdenes Ephemeroptera, Plecóptera y Trichoptera o la proporción de Chironomidae) para ser empleadas como medidas de la condición ambiental de un ambiente lótico (Kerans y Karr 1994), además permite reconocer un gradiente de condiciones ambientales al comparar el valor de un sitio cualquiera con el valor del índice en un sitio de referencia, el cual presenta la mejor condición de conservación dentro de una cuenca hidrográfica (Segnini, 2003). Este índice permite hacer predicciones sobre la dinámica de los ambientes acuáticos, y además posee una fuerte correlación con el hábitat (Voss et al., 2011).

Es importante mencionar que, en la Unión Europea, el uso de los bioindicadores es una parte fundamental y obligatoria en los estudios de calidad del agua, así como

en programas hídricos de los países integrantes desde el año 2000 (Doledec y Statzner, 2010). La evaluación ambiental de sus ríos se basa en la valoración de métricas fisicoquímicas y biológicas integradas, y, además, unifican metodologías entre los países europeos cuando las cuencas son transfronterizas (Doledec y Statzner, 2010; Rodríguez-Olarte et al., 2020). Sin embargo, en México no se cuenta con normativas para evaluar la calidad del agua con respuestas biológicas de MIA o peces de manera obligatoria, lo cual genera una situación de riesgo y desventaja para la conservación de los ecosistemas fluviales en el país.

**2.1. Estudios de biomonitoreo e índices de integridad biótica en México.**

Los ríos y arroyos del país constituyen una red hidrográfica de 633,000 km de longitud, destacando 50 ríos principales por los que fluye el 87% del escurrimiento superficial y cuyas cuencas cubren el 65% del territorio nacional (Alonso-EguíaLis et al., 2014). A su vez, México se encuentra dividido en 27 ecorregiones dulceacuícolas con gran heterogeneidad ambiental, lo que representa un gran desafío, y se requieren desarrollar diferentes herramientas que ayuden a comprender mejor la complejidad que presentan los ríos en el país y para tener una mejor gestión y el monitoreo integrado de las cuencas (Abell et al., 2019; Alonso-EguíaLis et al., 2014; Rodríguez-Olarte et al., 2020).

Los estudios de monitoreo utilizando IIB en México son muy escasos. Mathuriau et al., (2011) realiza una revisión sobre los IIB que utilizan MIA (o peces) propuestos para México. Los primeros IIB para realizar un biomonitoreo integral en el país surgen a partir del trabajo realizado por Rosas et al., (1985) utilizaron por primera vez el índice biótico de Beck (BBI) adaptado para Estados Unidos para evaluar la calidad del agua en el lago de Pátzcuaro mediante MIA agrupados en tres categorías: 1- organismos sensibles o intolerantes a la contaminación; 2- organismos medianamente tolerantes a la contaminación; y 3- organismos tolerantes a la contaminación.

Lyons et al., (1995) y Lyons et al., (2000) generaron un IIB para ríos lagos y lagos, respectivamente, en la región oeste-centro, donde utilizaron el ensamble de peces de dicha región, IIB que más adelante Ramírez-Herrejón et al., (2012) validan en la cuenca del río Angulo (Cuenca del Lerma-Chapala), donde utilizaron datos colectados durante dos años.

Henne et al., (2002) Utilizaron el índice biótico de Hilsenhoff (Hilsenhoff, 1988) para evaluar el efecto de las aguas residuales de una planta azucarera en la cuenca del río Ayuquila y validaron el índice para uso regional. El índice utiliza familias de MIA

indicadores, los cuales se les asigna un valor de tolerancia a la contaminación orgánica que van de 0 (sensibles) a 10 (tolerantes) (Hilsenhoff, 1988).

Weigel et al., (2002) desarrollaron un IIB con base en insectos acuáticos para evaluar ecosistemas lóticos, utilizando como comparativo el Índice Biótico de Familias (IBF) propuesto por Hilsenhoff et al., (1988).

Pérez-Munguía y Pineda-López (2005) desarrollaron una propuesta para evaluar los ríos y los arroyos, mediante la combinación de las metodologías del estado más probable de Rosgen (1996), calidad ambiental visual de Barbour et al., (1999) y el IIB desarrollado por Lyons et al., (2000).

Pérez Munguía (2007) (citado en Mathuriau et al., 2011) desarrolló un IIB basado en coleópteros (IIBACA) para manantiales kársticos en la región de la Huasteca Potosina, con ocho métricas para evaluar la calidad del agua: riqueza de taxones, densidad de taxones, número de taxones sensibles, porcentaje de taxones omnívoros / recolectores, porcentaje de taxones depredadores, abundancia proporcional de taxones recolectores de pastoreo y alimentación por filtración, número de taxones sésiles y proporción de taxones sésiles.

López-Hernández et al., (2007) utilizaron el Índice Biótico Extendido (IBE) (Ghetti, 1986) para evaluar la calidad del agua en 11 sitios ubicados en el río Lerma. Esta herramienta requiere de la identificación de familias, géneros y especies que se ingresan en una matriz bidireccional donde las líneas corresponden a grupos y unidades de fauna, y las columnas se refieren al número total de unidades encontradas en las colecciones.

### 2.2. Biomonitoreo en el estado de Morelos

Santiago-Fragoso y Sandoval-Manrique (2001) utilizaron coleópteros acuáticos como bioindicadores en el río Cuautla. Correlacionaron las condiciones del hábitat de cada especie y las utilizaron como indicadores de contaminación; así mismo, presentaron los límites máximos y mínimos de diferentes parámetros (temperatura, pH, conductividad eléctrica, transparencia, alcalinidad, cloruros, dureza y sulfatos) en los que se encontró cada taxón.

Entre los primeros estudios multidisciplinarios que involucran biomonitoreo con MIA como bioindicadores de calidad del agua en el estado de Morelos, en las cuencas del río Cuautla y Yautepec, es el realizado por Alonso-EguíaLis et al., (2015), en el que realizan tres campañas de monitoreo durante el 2014 bajo los criterios de muestreo multihábitat establecido en el procedimiento acreditado IMTA CAHB6-32

*“Evaluación de calidad del agua a través de macroinvertebrados mediante aplicación de índices de diversidad Shannon-Wiener, Brillouin e Índice biótico de Hilsenhoff*”; en dicho trabajo, caracterizan la fauna de MIA, los cambios en la estructura del ensamble que estos muestran bajo un gradiente altitudinal y su respuesta ante diferentes tipos de perturbación, y consideran diversos parámetros hidrológicos, físicos y químicos que son determinantes para conocer el estado de conservación en cada sitio de muestreo (conductividad eléctrica, temperatura, pH, sólidos disueltos totales, ORP, oxígeno disuelto, entre otros) y miden la calidad del agua mediante el Índice biótico de Familias (IBF) (Hilsenhoff 1998).

En el estudio antes mencionado concluyen, con relación a la calidad del agua que varía desde muy pobre (contaminación severa), hasta excelente (sin contaminación aparente), en la cuenca del río Yautepec. En cambio, los sitios de la cuenca del río Cuautla se representan con calidad del agua regular y pobre, (contaminación muy significante), sin embargo, hacia la parte baja de la cuenca, la calidad llega a tener un valor que le confiere calidad del agua “Muy buena”, categorías dadas de acuerdo al IBF. Así mismo, con relación a la geomorfología del cauce, realizaron toma de datos de sinuosidad, ancho del río, pendiente y profundidad con los que concluyen que el río Cuautla presenta tipos de corriente Aa+ y E, de acuerdo a la clasificación de Rosgen (1996), en cambio, el río Yautepec presenta tipos de corriente Aa+ y D.

Ruiz-Picos et al., (2016) realizan un análisis del ensamble de MIA asociándolos con diversos usos del suelo en los ríos Apatlaco y Chalma-Tembembe, y analiza las relaciones que guardan las características fisicoquímicas del agua. Encuentran que algunos ensambles de familias de MIA correlacionados con ecosistemas sanos, con ambientes altamente perturbados y los sitios impactados por actividades agrícolas, así mismo, un año después, Ruiz-Picos et al., (2017) realizan una calibración del índice BMWP, en el que obtienen puntuaciones de sensibilidad derivadas estadísticamente para taxones de MIA de los ríos Apatlaco y Chalma-Tembembe partiendo de parámetros fisicoquímicos y la abundancia de los MIA.

Posteriormente, en la cuenca del río Cuautla, Izurieta et al., (2020), utilizando los criterios del procedimiento acreditado IMTA CAHB6-32 y otros parámetros considerados en Alonso-EguíaLis et al., (2014), en la cuenca del río Cuautla, realizan una caracterización del ensamble de MIA a través del cálculo de las propiedades emergentes: índices de diversidad, riqueza y estructura, así como la calidad del agua a través del IBF, explican los factores ambientales asociados que determinan la estructura del ensamble de MIA para esta cuenca y finalmente elaboran una lista sistemática en la que reportan 5 filos, 13 clases, 23 órdenes y 73 familias.

## 3. Justificación

En México, el 59.1 % los ambientes lóticos están gravemente contaminados (CONAGUA, 2021) y no se cuenta con herramientas costo-efectivas en la toma de decisiones para su conservación y monitoreo. Un IIB es una herramienta confiable y robusta para evaluar la condición de integridad ecológica de los ríos y aplicable en planes de manejo y desarrollo sustentable.

## 4. Hipótesis

La integración de las condiciones ambientales y fisicoquímicas de los ríos que componen la sección alta de la cuenca del Balsas, asociada a la respuesta biológica del ensamble de macroinvertebrados acuáticos, permitirá la generación de una herramienta estadísticamente robusta que ayude a identificar y predecir la condición de salud del sistema acuático, así como una herramienta de gestión en la toma de decisiones.

## 5. Objetivo general

Generar un índice de integridad biótica aplicable a la región del Alto Balsas.

### 5.1. Objetivos particulares

1. Integrar la información de parámetros fisicoquímicos y de evaluación ambiental obtenidos en el periodo multianual 2014-2019, de las cuencas de estudio a escala espacial (cuenca alta, media y baja) y temporal (lluvias y estiaje).
2. Analizar la información biológica del ensamble de macroinvertebrados acuáticos a nivel taxonómico de familia, y particularmente a nivel de género para los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera y Odonata, asociados al periodo y cuencas de estudio.
3. Identificar los sitios de referencia en las cuencas de estudio.
4. Integrar las métricas seleccionadas para la generación del índice de integridad biótica para las cuencas de estudio.

## 6. Materiales y métodos

### 6.1. Área de estudio

El área de estudio comprende las cuencas Amatzinac (RA), Cuautla (RC) y Yautepec (RY). Forman parte de la ecorregión hidrológica 169 “Río Balsas”, que se extiende desde la costa del Pacífico hacia el norte a través del centro de Michoacán, hacia el noreste de Jalisco, luego hacia el este a través del norte de Guerrero, el sur

de México, el estado de Morelos, el sur de Tlaxcala y el sur de Puebla, alcanzando su límite oriental en el oeste de Oaxaca (Abell et al., 2019). A su vez, pertenecen a la región hidrológica 18 Balsas, que se localiza entre los paralelos 17° 13' y 20° 04' latitud Norte y los meridianos 97° 25' y 103° 20' de longitud Oeste (CONAGUA, 2013). En el presente trabajo se abordan las cuencas antes mencionadas únicamente en su paso por el estado de Morelos, polígono que abarca un área de 2889.3 $km^2$.

La cuenca RA nace en las faldas del Popocatépetl a una elevación aproximada de 3,300 m s. n. m. 19 kilómetros aguas abajo recibe el nombre de Río Muerto (CONAGUA-CEAGUA, 2016). Los sitios de monitoreo (SM) ubicados en esta cuenca se encuentran entre los 2717 y los 2656 m s. n. m.

La cuenca RC, también conocida como “Barranca del Volcán” tiene sus orígenes en las faldas del volcán Popocatépetl, cerca del corredor biológico Chichinautzin, a una elevación que se encuentra entre los 3600 m s. n. m. y los 761 m s. n. m. (CONAGUA-CEAGUA, 2016), comprende un área de 1181.85 $Km^2$ y una pendiente promedio de 3.45% (Alonso-EguíaLis et al., 2015). Los sitios de monitoreo seleccionados en estas cuencas se encuentran entre los 2717 m s. n. m. y los 896 m s. n. m.

La cuenca RY tiene su origen en los manantiales “El Bosque” y “Poza Azul” en Oaxtepec, una población del municipio de Yautepec, que fluye con dirección suroeste, cuenta con un área de 1526.23 $km^2$ y una pendiente promedio de 17.13% (Alonso-EguíaLis et al., 2015; CONAGUA-CEAGUA, 2016). Los sitios de monitoreo seleccionados dentro de esta cuenca se encuentran entre los 1640 m s. n. m. y los 896 m s. n. m.

### 6.1.1. Sitios de monitoreo

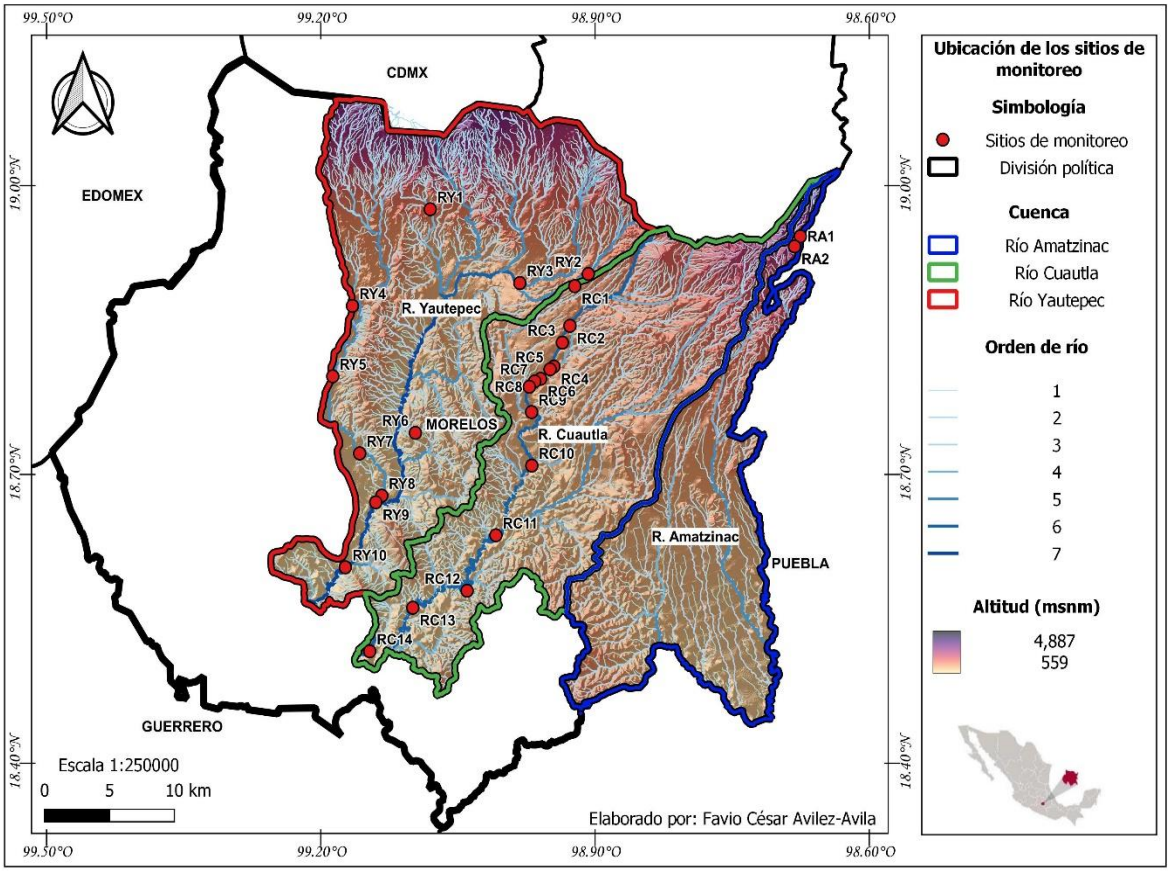
Se cuenta con 26 SM, de los cuales dos corresponden a la cuenca RA, 14 a la cuenca RC y 10 a la cuenca RY (tabla 1; figura 1). Se les asignó un nombre clave que consiste en la abreviación de la cuenca y un número de posición dentro de la misma, ordenados de manera descendente de acuerdo al gradiente altitudinal. El orden de río, de acuerdo a la clasificación de Strahler (1957), se determinó mediante la Red Hidrográfica a escala 1:250 000 edición 2.0 de INEGI y el Sistema de información Geográfica (SIG) QGis.

**Tabla 1.** Sitios de monitoreo en las cuencas del río Amatzinac (RA), Cuautla (RC) y Yautepec (RY).

| Nombre | Clave | Altitud (m s. n. m. ) | Orden de río | Coordenadas geográficas | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | LN | LO |
| El Salto | RA1 | 2,717 | 1 | 18° 56' 50.28" | 98° 40' 31.44" |
| El Salto 2 | RA2 | 2,656 | 2 | 18° 56' 12.48" | 98° 40' 54.12" |
| Las Brisas | RC1 | 1,436 | 1 | 18° 53' 43.92" | 98° 55' 19.92" |
| Piedra Blanca | RC2 | 1399 | 6 | 18°51'15.62" | 98°55'38.73" |
| Los Sabinos | RC3 | 1,352 | 6 | 18° 50' 12.84" | 98° 56' 08.88" |
| Santa María | RC4 | 1,294 | 6 | 18° 48' 43.20" | 98° 56' 42.00" |
| ISSSTE | RC5 | 1291 | 6 | 18°48'33.00" | 98°56'57" |
| AAPTAR-C | RC6 | 1,276 | 6 | 18° 47' 57.12" | 98° 57' 34.56" |
| DPTAR-C | RC7 | 1,265 | 6 | 18° 47' 47.76" | 98° 57' 57.60" |
| López Portillo | RC8 | 1,253 | 6 | 18°47'27.64" | 98°58'18.81" |
| El Hospital | RC9 | 1,214 | 6 | 18° 45' 53.00" | 98° 58' 09.84" |
| San Juan | RC10 | 1,102 | 6 | 18° 42' 32.76" | 98° 58' 09.12" |
| Rafael Zaragoza | RC11 | 1,001 | 6 | 18°38'12.09" | 99°0'30.48" |
| Chinameca | RC12 | 944 | 6 | 18° 34' 44.76" | 99° 02' 24.00" |
| Ixtoluca | RC13 | 866 | 6 | 18°33'41.16" | 99°5'57.72" |
| Nexpa | RC14 | 791 | 6 | 18°30'58.04" | 99°8'47.32" |
| Atongo / Tepoztlán | RY1 | 1640 | 2 | 18°58'31.56" | 99°04'49.17" |
| El Bosque | RY2 | 1518 | 3 | 18°54'29.4" | 98°54'26.70" |
| Oaxtepec / Yautepec | RY3 | 1377 | 6 | 18°53'55.5" | 98°58'56.4" |
| Las fuentes / abajo del puente | RY4 | 1345 | 4 | 18°52'30" | 99°9'55.53" |
| Tezoyuca | RY5 | 1,210 | 5 | 18°48'06.7" | 99°11'13.1" |
| IPN | RY6 | 1068 | 3 | 18°44'35.3" | 99°05'47.7" |

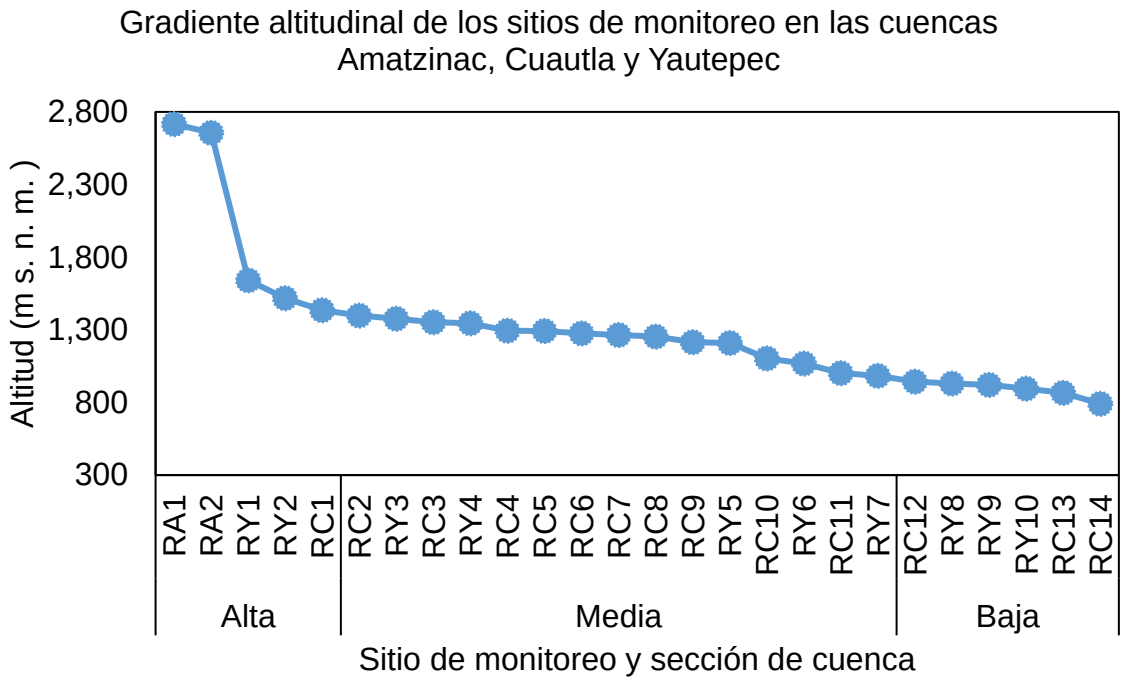
| Nombre | Clave | Altitud (m s. n. m. ) | Orden de río | Coordenadas geográficas | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | | LN | LO |
| Río Dulce / Acamilpa | RY7 | 984 | 5 | 18°43'18.38" | 99°09'27.09" |
| Agua Dulce / Tlaltizapán dulce | RY8 | 930 | 5 | 18°40'40.36" | 99°07'59.83" |
| Confluencia Tlalti/Yaute | RY9 | 921 | 7 | 18°40'15.54" | 99°08'23.72" |
| Pedro Amaro | RY10 | 896 | 7 | 18°36'12.62" | 99°10'23.62" |

**Figura 1.** Ubicación de los sitios de monitoreo con nombre clave y entre paréntesis el orden de río, en las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec, en el estado de Morelos.



Los 26 sitios de monitoreo van desde los 2717 m s. n. m. en la parte más alta, en la cuenca del RA, hasta los 791 m s. n. m. en la parte más baja en la cuenca RC, quedando inmerso entre ese rango los sitios del RY (figura 2).

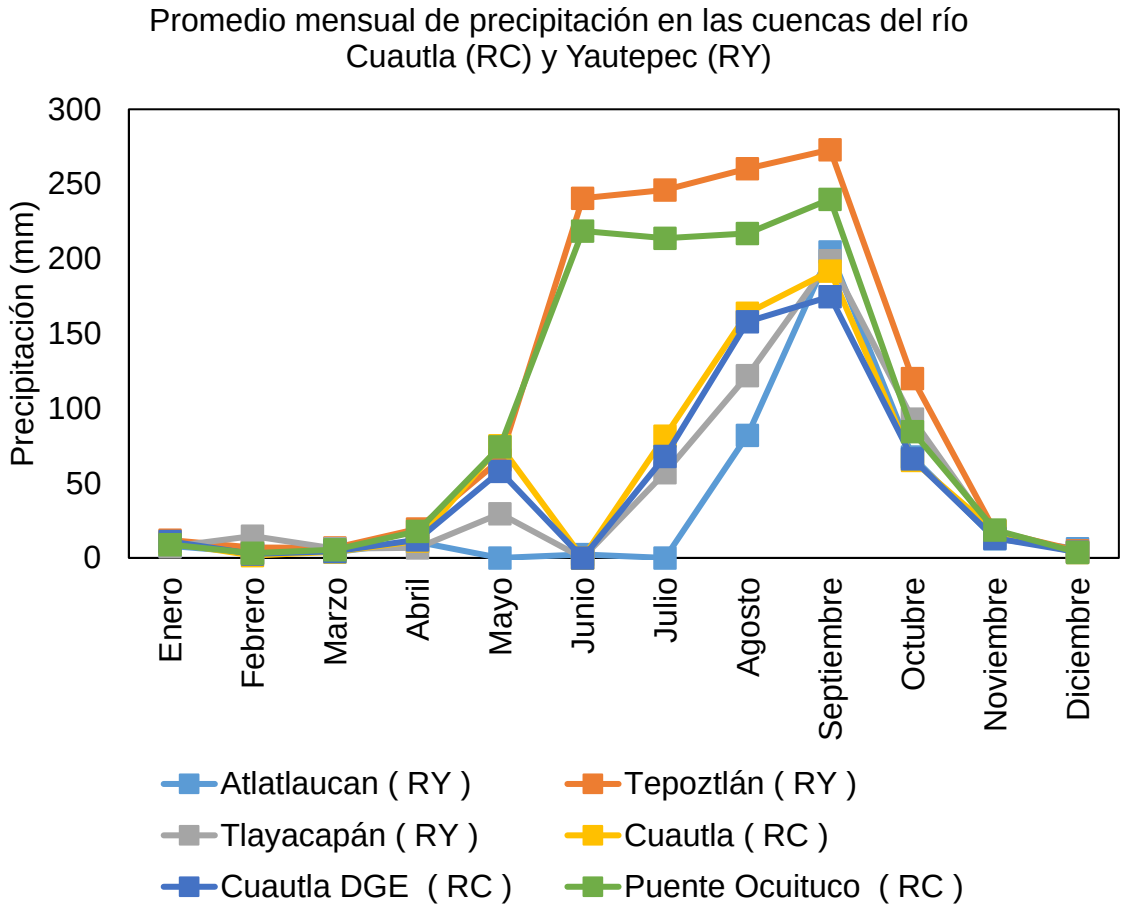
**Figura 2.** Gradiente altitudinal de los sitios de monitoreo ubicados en las cuencas de los ríos Amatzinac, Cuautla y Yautepec.




### 6.1.2. Precipitación

Las temporadas de lluvias y estiaje se delimitó con base en los promedios mensuales de precipitación en las diferentes estaciones meteorológicas de la cuenca RC (Cuautla, Cuautla DGE y Puente Ocuituco) y en la cuenca RY (Atlatlahucan, Tepoztlán y Tlayacapan). De acuerdo con Alonso-EguíaLis et al., 2015 e Izurieta et al., 2020, se determinó que el periodo de lluvias corresponde al periodo junio-septiembre, con valores promedio máximo de precipitación en el mes de septiembre de 239.9 mm y 273 mm en las estaciones de Puente Ocuituco (RC) y Tepoztlán (RY) respectivamente; mientras que el periodo de estiaje corresponde al periodo de octubre-mayo, donde en el mes de febrero se observan los valores promedio mínimos de precipitación de 1.7 mm y 3.6 mm, en las estaciones meteorológicas de Cuautla (RC) y Atlatlahucan (RY), respectivamente (figura 3). Es importante mencionar que en las estaciones de Cuautla DGE (RC) y Tlayacapan (RY) no se obtuvieron datos asociados al mes de junio.

**Figura 3.** Valores promedio mensuales de precipitación en la cuenca de los ríos Cuautla y Yautepec. Adaptado de Izurieta et al., (2020).




### 6.1.3. Clima

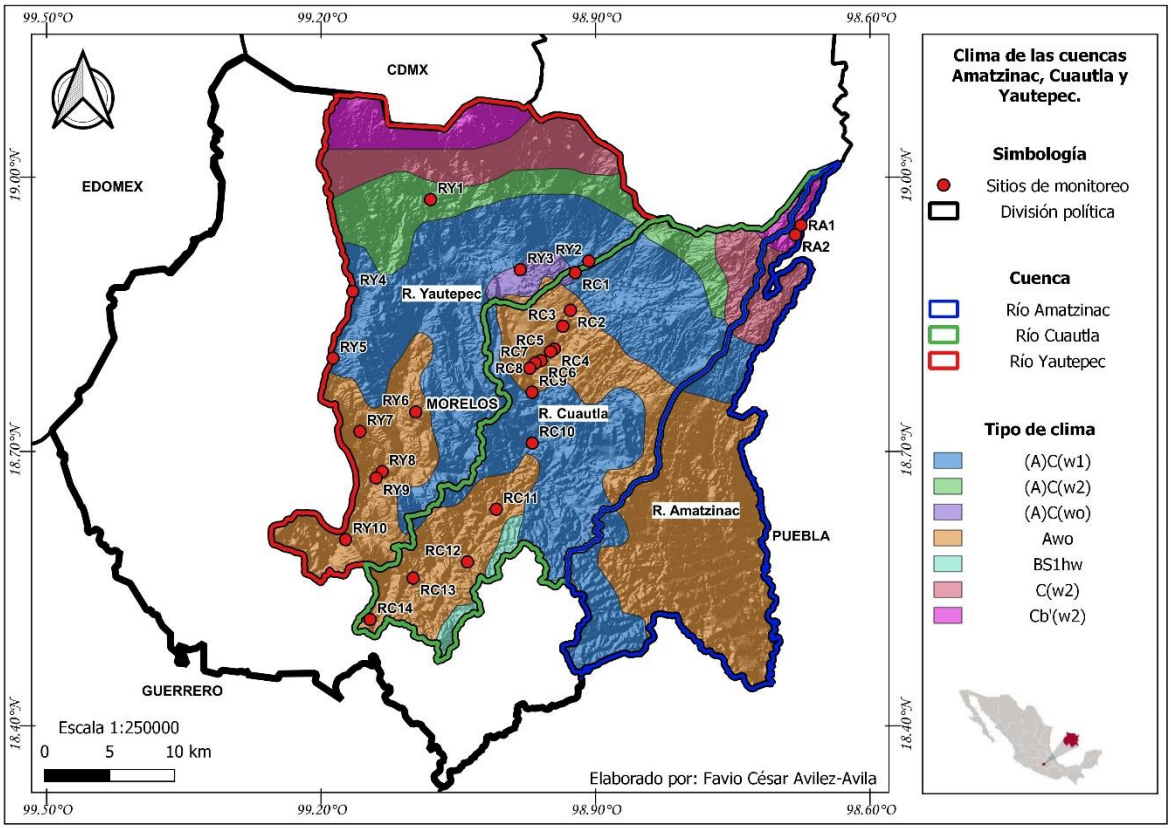
Los tipos de clima para las cuencas de estudio se delimitaron con base en la clasificación de García (1988) usando la base de datos de la Comisión Nacional de Biodiversidad (CONABIO, 2008) (tabla 2) en el SIG QGis (figura 4) en escala de 1: 250 000.

**Tabla 2.** Clima en las cuencas del río Amatzinac, Cuautla y Yautepec, en el estado de Morelos.

| Tipo de clima y descripción | Amatzinac | Cuautla | Yautepec |
|---|---|---|---|
| | Área (%) | Área (%) | Área (%) |
| **(A)C(w1).** Semicálido subhúmedo del grupo C, TMA* > 18 °C, T °C del mes más frio <18 °C, T °C del mes más caliente >22 °C. Mes más seco <40 mm; lluvias de verano con índice P/T** entre 43.2 y 55 y % de lluvia invernal 5-10% anual. | 19.91 | 47.87 | 45.11 |
| **(A)C(w2).** Semicálido subhúmedo del grupo C, TMA >18 °C, T °C del mes más frio <18 °C, temperatura del mes más caliente > 22 °C. Mes más seco <40 mm; lluvias de verano con índice P/T >55 y % de lluvia invernal 5-10.2% del total anual. | - | 4.41 | 16 |
| **(A)C(wo).** Semicálido subhúmedo del grupo C, TMA >18 °C, T °C del mes más frío <18 °C, T °C del mes más caliente >22 °C. Mes más seco <40 mm; lluvias de verano con índice P/T <43.2 % de lluvia invernal 5-10.2% del total anual. | - | 0.25 | 2.84 |
| **Awo.** Cálido subhúmedo, TMA >22 °C y T °C del mes más frio >18 °C. | 69.28 | 38.97 | 23.02 |
| **BS1hw.** Semiárido, Semicálido, TMA >18°C, T °C del mes más frio <18 °C, T °C del mes más caliente >22 °C. | 0.16 | 2.91 | - |
| **C(w2).** Templado, subhúmedo, TMA entre 12°C – 18 °C, T °C del mes más frio entre -3°C y 18 °C y T °C del mes más caliente <22°C. | 7.68 | 4.34 | 2.84 |
| **Cb'(w2).** Semifrío, subhúmedo con verano fresco largo, TMA entre 5 °C - 12°C, T °C del mes más frio entre -3 °C y 18°C, T °C del mes más caliente <22 °C. | 2.97 | 1.25 | 10.18 |

*TMA= temperatura media anual.
**P/T= Índice de Lang, estimador de eficiencia de la precipitación con relación a la temperatura.

**Figura 4.** Tipos de clima en las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec, en el estado de Morelos.




La cuenca RA, presenta un clima predominante Cálido subhúmedo “Awo” con un 69.28% de cobertura total del área de estudio, mientras que los climas con menor cobertura son Semiárido-Semicálido “BS1hw” y semifrío subhúmedo “Cb’(w2)”, con una cobertura de 0.16% y 2.97%, respectivamente. Los dos SM de esta cuenca se encuentran en un tipo de clima Cb’(w2) (tabla 2, figura 4).

En la cuenca RC, el clima predominante es el Semicálido subhúmedo “(A)C(w1)” con un 47.87% de cobertura total del área de estudio, mientras que los climas con menor cobertura son Semicálido subhúmedo “(A)C(wo)” y el Cb’(w2), con una cobertura de 0.25% y 1.25% respectivamente. Los SM RC1 y RC10 se encuentran en un tipo de clima (A)C(W1), mientras que el reste de SM de esta cuenca se encuentran en un clima de tipo Awo (tabla 2, figura 4).

La cuenca RY, presenta clima predominante de tipo (A)C(w1) con un 45.11% de cobertura total del área de estudio, mientras que los climas con menor cobertura son Semicálido subhúmedo “(A)C(w2)” y templado subhúmedo “C(w2)”, con una cobertura de 2.84% cada uno. El SM RY1 se encuentra en un clima de tipo

(A)C(W2), los SM RY2,4 y 5 en (A)C(W1), el RY3 en (A)C(wo) y los SM RY7-10 se encuentran en un clima de tipo Awo (tabla 2, figura 4).

### 6.1.4. Uso de suelo y vegetación

Los tipos de uso de suelo y vegetación (USyV) para las cuencas de estudio por su paso en el estado de Morelos se delimitaron con base en el Conjunto de datos vectoriales de la carta de Uso de suelo y vegetación del conjunto Nacional (INEGI, 2017) (figura 5, tabla 3).

En la cuenca RA, el uso de suelo predominante es agricultura de temporal anual con un 47.5% de cobertura total del área de estudio, mientras que el uso de suelo y vegetación menos representativo es bosque de oyamel y pradera de alta montaña, con un 0.4% y 0.2%, respectivamente. Los SM RA1 y RA2 en esta cuenca se encuentran asociados a bosque de pino-encino (figura 5).

En la cuenca RC, el uso de suelo predominante es agricultura de temporal anual con un 43% de cobertura total del área de estudio, mientras que el uso de suelo y vegetación menos representativo es agricultura de temporal anual y permanente y semipermanente, con un 0.1% en ambos casos. Los SM RC8-11 se encuentran asociados a un uso de suelo de Agricultura de riego anual y semipermanente; los SM RC1-2 y RC12-13 se encuentran ubicados en un uso de suelo de agricultura de temporal anual, y los SM RC3-7 y RC14 se encuentran ubicados dentro de asentamientos humanos (figura 5).

En la cuenca RY, la vegetación predominante es selva baja caducifolia, con un 29.3% de cobertura en la zona de estudio, mientras que el uso de suelo y vegetación menos representativo son palmar inducido y cultivado, así como una zona desprovista de vegetación, con un 0.1% de cobertura total cada uno. El SM RY1 se encuentra ubicado en una zona de bosque de pino-encino, el SM RY2 en zona de agricultura de temporal anual, los SM RY3-5,7 y 9-10 en zonas de agricultura de riego anual y semipermanente, el SM RY8 está ubicado en una zona de asentamientos humanos y el SM RY6 está ubicado en selva baja caducifolia (figura 5).

**Figura 5.** Uso de suelo y vegetación en las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec, en el estado de Morelos.

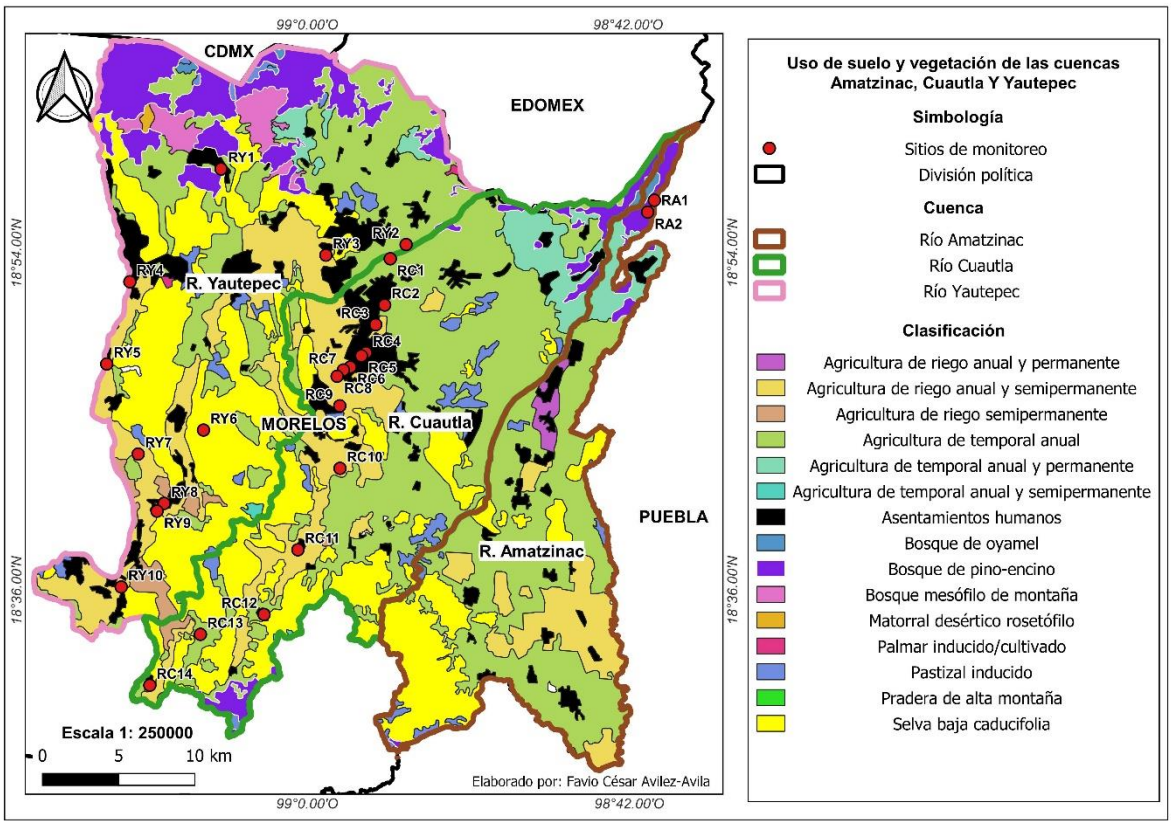



**Tabla 3.** Proporción de uso de suelo y vegetación en las cuencas del río Amatzinac, Cuautla y Yautepec, dentro del estado de Morelos.

| Uso de suelo y vegetación* | Amatzinac | Cuautla | Yautepec |
|---|---|---|---|
| | Cobertura (%) | Cobertura (%) | Cobertura (%) |
| Agricultura de riego anual y permanente | 1.8 | 0.1 | - |
| Agricultura de riego anual y semipermanente | 15.3 | 14 | 13.8 |
| Agricultura de riego semipermanente | - | 0.5 | 2 |
| Agricultura de temporal anual | 47.5 | 43 | 24.7 |
| Agricultura de temporal anual y permanente | 4.5 | 5.1 | 1.7 |
| Agricultura de temporal anual y semipermanente | - | 0.1 | 0.2 |
| Asentamientos humanos | 5.4 | 7.7 | 8.3 |
| Bosque de oyamel | 0.4 | 0.2 | 0.3 |
| Bosque de pino-encino | 3.3 | 4 | 13.5 |
| Bosque mesófilo de montaña | - | - | 3.3 |
| Desprovisto de vegetación | - | - | 0.1 |

| Uso de suelo y vegetación* | Amatzinac | Cuautla | Yautepec |
|---|---|---|---|
| | Cobertura (%) | Cobertura (%) | Cobertura (%) |
| Matorral desértico rosetófilo | - | - | 0.2 |
| Palmar inducido | - | - | 0.1 |
| Pastizal cultivado | - | - | 0.1 |
| Pastizal inducido | 2 | 3.2 | 2.4 |
| Pradera de alta montaña | 0.2 | - | - |
| Selva baja caducifolia | 19.6 | 22.2 | 29.3 |

*Tomado de INEGI, 2017.

### 6.1.5. Importancia de la zona de estudio

De acuerdo con los datos obtenidos a partir de un análisis espacial en el Sistema de Información Geográfica para la Evaluación de Impacto Ambiental (SIGEIA) de la SEMARNAT, la importancia del polígono que abarca las cuencas RA, RC y RY, en su paso por el estado de Morelos, radica en la presencia de las zonas sujetas a la conservación ecológica, tales como "Los Sabinos-Santa Rosa-San Cristóbal" , "El Texcal" (4.1 $km^{2)}$, la reserva estatal "Las Estacas" ( 6.5 $km^2$) , Área de Protección de Flora y Fauna "Corredor Biológico Chichinautzin (210.2 $km^2$ )", dentro del Parque Nacional el Tepozteco (213.4 $km^2$) y Reserva de la Biósfera Sierra de Huautla (REBIOSH) (70.8 $km^2$)

Es importante resaltar que las cuencas RC y RY son de gran importancia como fuente de abastecimiento de agua para un 20% de la población en el estado, así como parte de la producción agrícola, ya que el principal usuario de las cuencas es el Distrito de Riego 016 "Morelos", y a su vez, es considerada una de las zonas de importancia ecológica más representativa en el estado de Morelos por su biodiversidad (Alonso-EguíaLis et al., 2015; CONAGUA-CEAGUA, 2016), por otro lado, la cuenca de río Amatzinac es utilizada en la agricultura de riego (principalmente en la producción y transformación del amaranto), ganadería, pesca (autoconsumo), riego en zonas de vivienda y como fuente de abastecimiento de agua potable para el hogar, sin embargo, a partir de la cuenca media, también se utiliza como vertedero de aguas negras y basura de algunas comunidades aledañas a la cuenca (Galindo, 2021).

## 6.2. Recopilación de datos

La colecta de datos para obtener las diferentes categorías de datos (biológicos, fisicoquímicos y ambientales) se realizó a partir de los trabajos realizados por Alonso-EguíaLis et al., (2015) e Izurieta et al., (2020).

### 6.2.1. Parámetros fisicoquímicos en la zona de estudio

La información de los parámetros fisicoquímicos considerados se clasificó en dos categorías de acuerdo a la condición en que se determinan: 1) campo, que consiste en parámetros que se miden *in-situ* mediante uso de equipos multiparamétricos y, 2) laboratorio, aquellos que se determinan *ex-situ* mediante diferentes técnicas analíticas (Izurieta et al., 2020). Para el presente trabajo, se consideran nueve parámetros de campo y 18 de laboratorio (tabla 4). Con dichos parámetros se realizó un análisis de correlación múltiple para la eliminación de variables redundantes (entre parámetros) ($p \leq 0.01$), y a su vez, conocer la asociación de cada parámetro con el gradiente altitudinal ($p \leq 0.05$).

**Tabla 4.** Parámetros fisicoquímicos considerados en la integración del índice de integridad biótica de los ríos del alto Balsas (IIBAB).

| Categoría | Parámetro | Abreviatura | Unidad |
|---|---|---|---|
| Campo | Caudal | Q | $m^3/s$ |
| | Conductividad eléctrica | CE | µS/cm |
| | ORP | ORP | mV |
| | Oxígeno disuelto | OD | mg/L |
| | pH | pH | UpH |
| | Salinidad | Sal | ppm |
| | Sólidos disueltos totales | SDT | mg/L |
| | Temperatura | T | °C |
| | Turbiedad | Turb | Turb |
| Laboratorio | Alcalinidad total | AlcT | mg/L de $CaCO_3$ |
| | Cloruros totales | $Cl_T$ | mg/L |
| | Coliformes fecales | E. coli | NMP/100 mL |
| | Demanda bioquímica de oxígeno | $DBO_5$ | mg/L |
| | Demanda química de oxígeno | DQO | mg/L |
| | Dureza total | DT | mg/L |
| | Fosfatos totales | $PO_4T$ | mg/L |
| | Fósforo inorgánico disuelto | PID | mg/L |
| | Fósforo orgánico | PO | mg/L |
| | Fosforo total | PT | mg/L |
| | Nitratos | $NO_3$ | mg/L |
| | Nitritos | $NO_2$ | mg/L |
| | Nitrógeno orgánico | NO | mg/L |
| | Nitrógeno total | NT | mg/L |
| | Nitrógeno total Kjeldahl | $NT_K$ | mg/L |
| | Ortofosfátos disueltos | $PO_4D$ | mg/L |
| | Sólidos suspendidos totales | SST | mg/L |
| | Sulfato | $SO_4$ | mg/L |

Para tener un criterio comparativo entre los parámetros fisicoquímicos obtenidos, se consideraron los límites máximos permisibles (LMaxP), límite mínimo permitido (LMinP) y rangos permitido (RP) en los Criterios ecológicos de calidad de agua "CECA" (DOF, 1989) asociados a los principales usos que se manejan en las cuencas de estudio:

- *Para protección de vida acuática en agua dulce*
    - $PO_4T$ = 5 mg/L LMaxP
    - OD = 5 mg/L LMinP
- *Para aguas con uso de riego agrícola*
    - pH= 4.5-9 UpH RP
    - $SO_4$ = 500 mg/L LMaxP

Es importante mencionar que, el CECA no cuenta con criterios para los parámetros ClT, DT, DQO y T asociados a la protección de vida acuática en agua dulce y aguas para riego agrícola. No se cuenta con otros criterios para zonas tropicales y/o semitropicales.

### 6.2.2. Estructura y análisis del ensamble de macroinvertebrados acuáticos y evaluación ambiental

Los MIA utilizados fueron aquellos colectados e identificados a nivel taxonómico de familia por Alonso-EguíaLis et al., (2015) e Izurieta et al., 2020). Se agrupó toda la información obtenida en SM, que incluyen organismos con distintas preferencias a diferentes sustratos.

El método de muestreo realizado por Alonso-EguíaLis et al., (2015) e Izurieta et al., 2020) fue un muestreo multihábitat (con base en el procedimiento acreditado IMTA CAHB6-32 fundamentado y detallado en Barbour et al., (1999) y Barbour et al., (2006) que consiste de manera general en:

1. Identificar en cada sitio de monitoreo los diferentes microhábitats presentes (hojarasca, vegetación sumergida, raíces, rocas, grava, arena, limos, arcillas, pozas, zona de rápidos y remansos, entre otros).
2. Tomar una muestra con la técnica de arrastre en cada microhábitat identificado, mediante el uso de redes tipo D (marco D) con malla menor a 500 µm (Ramírez 2010), a lo largo de $1m^2$ y mantener la misma unidad de muestreo en cada uno.
3. Limpiar y separar la mayor cantidad de materia que no sea de interés (sedimento y fragmentos grandes de materia orgánica, como troncos, hojas, ramas, etc.) y separar el contenido de interés en un recipiente con alcohol al

70% para su posterior análisis en laboratorio (limpieza e identificación taxonómica).

Para el presente trabajo, los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera y Odonata (Gomphidae) (EPTO) se identificaron a nivel taxonómico de género por ser considerados como los más sensibles ante la perturbación (Barbour et al., 1999; Merrit et al., 2008; Waltz y Burian, 2008; Domínguez y Fernández, 2009; Hoyos, 2019).

Para la identificación de los géneros de Ephemeroptera se utilizaron las claves disponibles en Wiersema y McCafferty, (2000); Waltz y Burian, (2008), Domínguez et al., (2009), McCafferty (2011) y Avilez-Avila (2019); para Plecoptera (Merrit et al., 2008); Trichoptera (Merrit et al., 2008 y Soria, 2010) y para Odonata Novelo-Gutiérrez (1997a y 1997b), Merrit et al., (2008).

A partir de la identificación y cuantificación de los MIA, los datos se clasificaron en seis descriptores divididos en 22 métricas biológicas y tres índices de evaluación ambiental (tabla 5) partiendo del supuesto de que indican la respuesta biótica frente a los cambios producidos por efectos de la alteración, principalmente antropogénica (Karr y Chu, 1997; Barbour et al., 1999; Merrit et al., 2008; Domínguez et al., 2009; Carvacho, 2012).

**Tabla 5.** Métricas biológicas y de evaluación ambiental seleccionadas para la elaboración del índice de integridad biótica de los ríos del alto Balsas (IIBAB).

| Descriptor[1] | Métricas | Unidad |
|---|---|---|
| Ensamble | Riqueza (Número total de taxones) | S |
| | Abundancia total | N |
| | Diversidad de Brillouin | HB’ |
| | Equitatividad de Brillouin | EHB’ |
| % de grupos tolerantes a la contaminación | % de Chironomidae | %Ch |
| | % de Oligochaeta | %O |
| | % de Planarias y Amphipoda | %PA |
| % de grupos intolerantes a la contaminación | % Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera y Odonata (Gomphidae)* | %EPTO |
| | % de Ephemeroptera | %E |
| | % de Baetidae (Ephemeroptera) | %B |
| | % de Gomphidae (Odonata)* | %G |
| | % de Plecoptera | %P |
| | % de Trichoptera | %T |

| Descriptor[1] | Métricas | Unidad |
|---|---|---|
| Taxones introducidos y exóticos | % de Thiaridae y Corbiculidae | %TC |
| Grupos funcionales alimenticios | % de colectores recolectores | %CR |
| | % de depredadores | %D |
| | % de filtradores | %F |
| | % de filtradores colectores | %FC |
| | % de fragmentadores | %Fr |
| | % de omnívoros | %Om |
| | % de parásitos | %Pa |
| | % de raspadores | %R |
| Evaluación ambiental | Índice de Calidad de Bosque de Ribera[2] | IBR |
| | Índice de Valoración por Perturbación[3] | IVP |
| | Índice Biótico de Familias[4] | IBF |

*En el caso del orden Odonata, se incluyen únicamente representantes de la familia Gomphidae, ya que es considerada entre las más sensibles a la contaminación orgánica (Barbour et al., 1999; Domínguez y Fernández, 2009; Hoyos, 2019).

[1] Barbour et al., 1999.

[2] Acosta et al., 2009; Munné et al., 2009

[3] Moya et al., 2011

[4] Hilsenhoff, 1998

Los valores de riqueza se analizaron con el estimador de Chao 1 con el fin de evaluar el esfuerzo de muestreo (Moreno, 2001). Para conocer el efecto que tiene la escala temporal (lluvias y estiaje) sobre el ensamble de MIA, se realizó un análisis multidimensional no paramétrico (NMDS) con los datos transformados a escala logarítmica Log(X+1) y similitud de Bray-Curtis, con el programa Primer 7.

### 6.2.3 Selección de sitios de referencia

El establecimiento de los sitios de referencia se realizó a partir de un análisis de caracterización del hábitat y calidad del agua mediante tres protocolos de evaluación ambiental, con los cuales se logró diferenciar sitios con distintos grados de perturbación asociada a las actividades antrópicas, vegetación ribereña y calidad del agua.

El primer protocolo considerando fue el índice de Calidad de Bosque de Ribera (IBR) (anexo 1) que evalúa la calidad de vegetación ribereña (Acosta et al., 2009; Munné et al., 2009); el segundo protocolo es el Índice de valoración por perturbación (IVP) (anexo 2) que permite identificar perturbación por actividades antrópicas

(domésticas y/o urbanas, y actividades agrícolas e industriales) (Moya et al., 2011) y el tercer protocolo es el Índice Biótico de Familias (IBF) (Hilsenhoff, 1988) que permite realizar una evaluación rápida de la contaminación orgánica y conocer la calidad del agua utilizando los valores de tolerancia y la abundancia de las diferentes familias de MIA (Munné et al., 2009; Sánchez 2017; Vera-Sánchez y Pinilla-Agudelo 2020). Los sitios de referencia fueron aquellos que obtuvieron los más altos puntajes para los tres índices.

Finalmente se determinaron aquellas localidades que se agrupen bajo las respuestas de menor afectación para todas las métricas analizadas (biológicas y fisicoquímicas) definiendo así los sitios de referencia y para observar si existe tendencia en el comportamiento de datos de caracterización ambiental y el gradiente altitudinal se realizó un análisis de correlación de Pearson ($p \leq 0.05$).

### 6.3. Elaboración del índice de integridad biótica para ríos del alto Balsas (IIBAB)

Para la generación del índice de integridad biótica se consideró principalmente el modelo sugerido por Barbour et al., (1999), Karr y Chu (1999) entre otros (Piñón, 2017; Sánchez, 2017; Ruíz-Picos et al., 2017; Vera-Sánchez y Pinilla-Agudelo 2020) (figura 6).

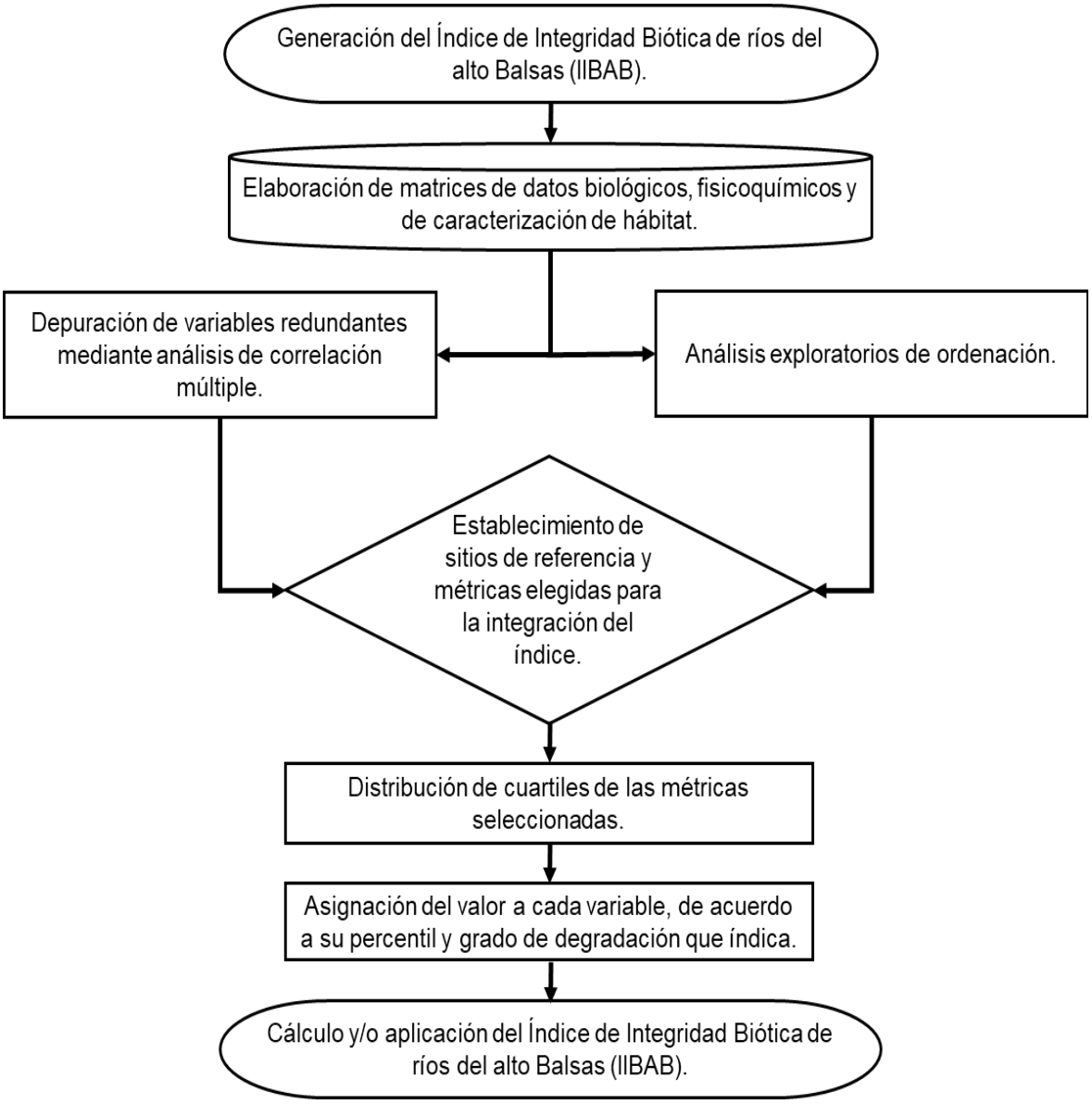
La generación del IIBAB inició con la integración de matrices de datos biológicos, fisicoquímicos y ambientales dando un total de 52 métricas (22 biológicas, 27 fisicoquímicos de campo y laboratorio y tres de caracterización de hábitat), con la finalidad analizar aspectos de importancia que causen modificaciones en la integridad biótica de los SM.

Para conocer las métricas biológicas y fisicoquímicas de mayor importancia para los MIA, la densidad de los organismos se transformó ($\log^{x+1}$) con la finalidad de reducir las diferencias en las abundancias de los diferentes grupos taxonómicos; posteriormente, se realizaron análisis de componentes principales (PCO) con datos normalizados y distancia Euclidiana, en el programa Primer 7, en los que se consideraron los porcentajes de explicación de los ejes 1 y 2 como determinantes para su inclusión en el índice.

Posteriormente, para observar agrupaciones bajo la hipótesis de mostrar diferencias entre los SM, se realizaron análisis de coordenadas principales (CAP) con previa transformación de datos ($\log^{x+1}$) y similitud de Bray-Curtis, considerando como factores de agrupación la vegetación y uso de suelo, clima, cuenca, gradiente altitudinal por sección de cuenca (alta, media y baja) e índices de evaluación

ambiental (IBR, IVP e IBF), así mismo, se consideraron los porcentajes de explicación de los ejes 1 y 2.

**Figura 6.** Diagrama de flujo para la generación del Índice de Integridad biótica de ríos del alto Balsas (IIBAB).




De las variables de mayor importancia arrojadas por los análisis PCO, CAP y los sitios de referencia se generó una distribución de los cuartiles para cada métrica, y así conocer la diferencia entre sitios.

Posteriormente, se le calculó la eficiencia discriminativa (ED) (en porcentaje) (Vera-Sánchez y Pinilla-Agudelo 2020) para conocer su desempeño para distinguir entre sitios con condiciones prístinos o sin impacto aparente contra sitios impactados mediante la fórmula:

$$\boldsymbol{ED = 100x(\frac{a}{b})}$$

Dónde:

a= número de sitios con el valor de la métrica superior al percentil 75 (para las métricas que disminuyen con la contaminación) o bien número de sitios con valores abajo del percentil 25 (para métricas que aumentan con la contaminación)

b= número de sitios impactados (es decir, aquellos sitios fuera de los límites establecidos de acuerdo al percentil).

Valores de ED cercanos a 100% indica un mejor desempeño al momento de separar sitios con condiciones perturbadas de las no perturbadas (Barbour et al., 1999 y Vera-Sánchez y Pinilla-Agudelo 2020).

Con la finalidad de establecer valores con límites menos estrictos, que permitan clasificar los sitios de estudio de acuerdo al estado de integridad biótica, se determinó la amplitud del intervalo de valores para los percentiles K=75 (para métricas cuyo valor aumenta conforme mejora la condición ambiental) y K=25 (para métricas cuyo valor disminuye conforme mejora la condición ambiental). La amplitud de intervalo (W) se realizó mediante la siguiente fórmula (Daniel 2002):

$$\boldsymbol{W = \frac{R}{k}}$$

Dónde

W= amplitud del intervalo
R= Recorrido
k= es el número de intervalos de clase o categorías que se requieren.

Finalmente, el índice propuesto se divide en cinco categorías y a cada una se le asocia un determinado nivel de integridad biótica (mala, regular, buena, muy buena y excelente), dónde valores cercanos a cero representan una mala condición de integridad biótica.

## 7. Resultados

### 7.1 Parámetros fisicoquímicos

El conjunto de datos analizados comprende los muestreos realizados entre el periodo 2014-2019, incluyó cuatro jornadas en temporada de lluvias y seis durante temporada de estiaje (tabla 6), en la que se observa que no todos los sitios presentaron la misma frecuencia de muestreo. La localidad RC5 es el mejor representado con siete muestreos, mientras que los SM RY4, RY5 y RY10 son los de menor representación al contar sólo con una jornada de muestreo en temporada de estiaje.

**Tabla 6.** Jornadas de muestreo en los sitios de monitoreo, en el periodo multianual 2014-2019, en las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec.

| Clave | Jornada de muestreo (mes-año) | | | | | | | | | | Frecuencia de muestreo por sitio |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Lluvias | | | | Estiaje | | | | | | |
| | sep-14 | jun-15 | jul-18 | sep-19 | abr-14 | may-14 | nov-14 | abr-15 | mar-19 | dic-19 | |
| RA1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 |
| RA2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 |
| RC1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 4 |
| RC2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 3 |
| RC3 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 4 |
| RC4 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 4 |
| RC5 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 7 |
| RC6 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 4 |
| RC7 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 4 |
| RC8 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 6 |
| RC9 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 4 |
| RC10 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 4 |
| RC11 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 6 |
| RC12 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 4 |
| RC13 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 6 |
| RC14 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 6 |
| RY1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |

| Clave | Jornada de muestreo (mes-año) | | | | | | | | | | Frecuencia de muestreo por sitio |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Lluvias | | | | Estiaje | | | | | | |
| | sep-14 | jun-15 | jul-18 | sep-19 | abr-14 | may-14 | nov-14 | abr-15 | mar-19 | dic-19 | |
| RY2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| RY3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| RY4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| RY5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| RY6 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| RY7 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| RY8 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| RY9 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| RY10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |

Esta información fue considerada como un paso previo a la depuración de parámetros. Inicialmente, se consideraron 27 parámetros fisicoquímicos (9 parámetros de campo y 18 de laboratorio); sin embargo, se encontraron SM que no contaban con la información completa, por lo que se seleccionaron únicamente aquellos parámetros con los que se tenía lecturas completas (anexo 3).

El análisis de correlación de Pearson ($p \leq 0.01$) (tabla 7) muestra que el coeficiente de correlación entre los parámetros de campo CE y DT es significativa ($r= 0.79$). De la misma manera, los parámetros T y $SO_4$ presentan valores de coeficiente significativo con DT ($r= 0.74$ y 0.87, respectivamente), así mismo se observa que $Cl_T$ se correlacionó ligeramente con $PO_4D$ ($R=0.59$), mientras que $PO_4T$ presenta una alta correlación con $PO_4D$ ($r=0.93$), y DQO presenta cierto grado de redundancia con $NT_K$ ($r=0.53$) (tabla 7).

**Tabla 7.** Análisis de correlación de Pearson (p≤0.01) entre los parámetros fisicoquímicos (de campo y laboratorio).

| Parámetro | $Cl_T$ | CE | $DBO_5$ | DQO | DT | $PO_4T$ | $NT_K$ | $PO_4D$ | OD | pH | $SO_4$ | T |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **$Cl_T$** | 1.00 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| **CE** | **0.51** | 1.00 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| **$DBO_5$** | 0.27 | -0.14 | 1.00 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| **DQO** | 0.33 | -0.21 | 0.26 | 1.00 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| **DT** | **0.41** | **0.79** | -0.20 | -0.27 | 1.00 | - | - | - | - | - | - | - |
| **$PO_4T$** | **0.63** | -0.06 | 0.32 | **0.68** | -0.19 | 1.00 | - | - | - | - | - | - |
| **$NT_K$** | **0.57** | 0.10 | **0.42** | **0.53** | -0.02 | **0.67** | 1.00 | - | - | - | - | - |
| **$PO_4D$** | **0.59** | -0.04 | 0.33 | **0.62** | -0.16 | **0.93** | **0.65** | 1.00 | - | - | - | - |
| **OD** | -0.30 | 0.02 | -0.14 | -0.25 | 0.19 | **-0.48** | -0.40 | **-0.53** | 1.00 | - | - | - |
| **pH** | -0.11 | 0.23 | -0.37 | -0.29 | **0.45** | -0.34 | **-0.44** | -0.28 | 0.38 | 1.00 | - | - |
| **$SO_4$** | **0.48** | **0.71** | -0.16 | -0.22 | **0.87** | -0.18 | -0.13 | -0.22 | 0.28 | 0.38 | 1.00 | - |
| **T** | 0.33 | **0.74** | -0.08 | -0.16 | **0.74** | -0.08 | -0.04 | -0.07 | 0.12 | **0.52** | **0.58** | 1.00 |

Finalmente, con la depuración de variables, los parámetros fisicoquímicos seleccionados para el análisis e integración del índice son: OD, pH y T (de campo), y DT, $Cl_T$, DQO, $PO_4T$ y $SO_4$, con base en su variabilidad estadística.

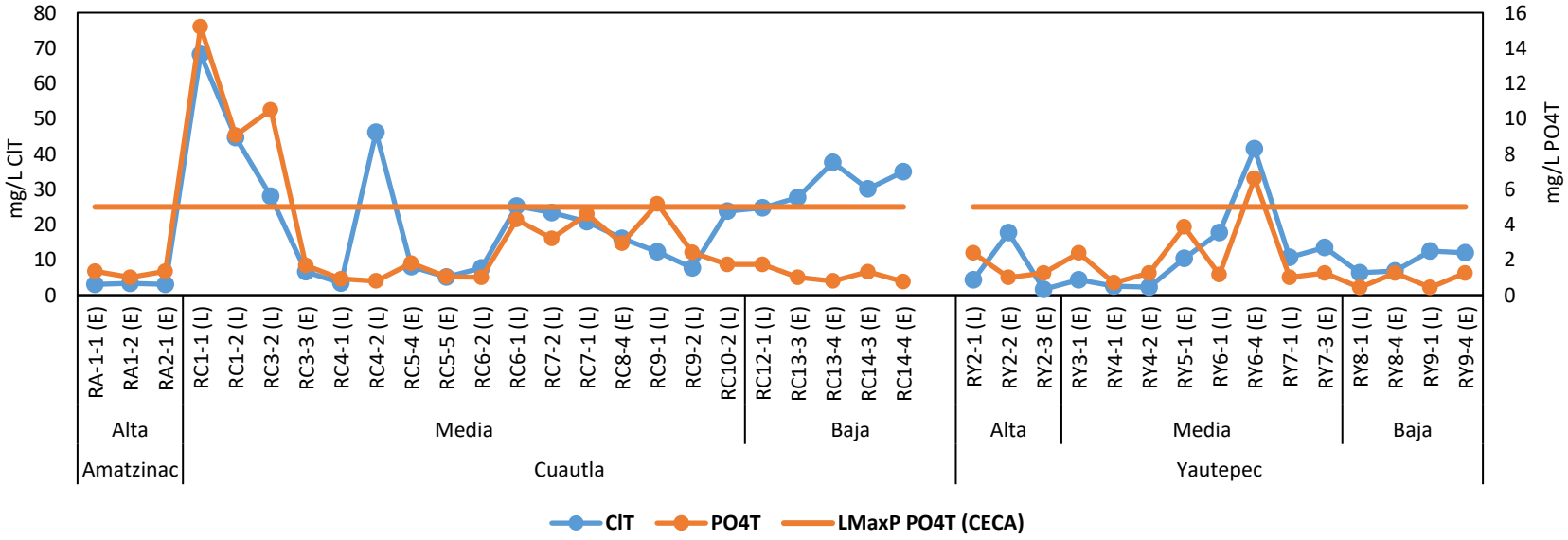
El análisis de los parámetros fisicoquímicos con relación al gradiente altitudinal indicó que en las cuencas RA y RC presentan correlación inversa significativa en los parámetros DT (r= -0.786) y T (r= -0.804), mientras que en la cuenca del RY se observó una correlación inversa significativa con DT (r= -0.843) y pH (r -0.869) (tabla 8).

**Tabla 8.** Análisis de correlación de Pearson (p≤ 0.01) entre el gradiente altitudinal y los parámetros fisicoquímicos seleccionados en las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec.

| Cuenca | ClT | DT | DQO | PO4T | OD | pH | SO4 | T |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Amatzinac - Cuautla | **-0.428** | **-0.786** | 0.022 | -0.013 | -0.191 | -0.203 | **-0.545** | **-0.804** |
| Yautepec | -0.311 | **-0.843** | 0.225 | 0.078 | -0.115 | **-0.869** | **-0.688** | **-0.608** |

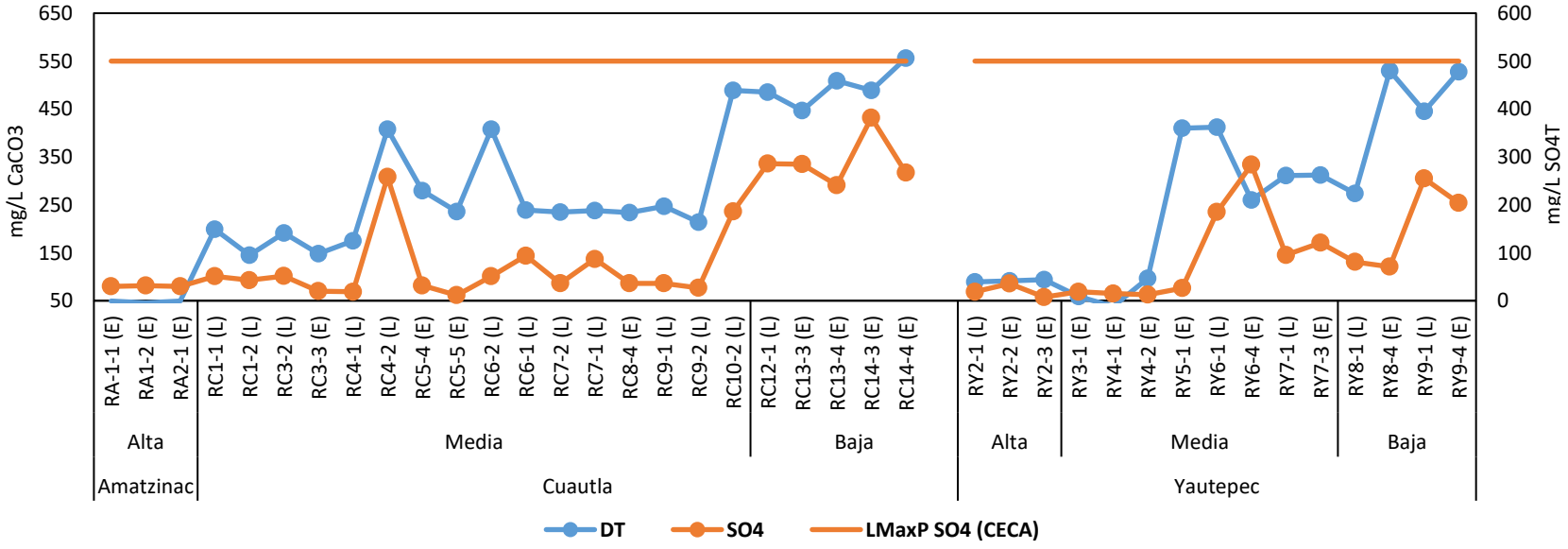
El comportamiento general de $Cl_T$ y $PO_4T$ se observa en la figura 7. En las cuencas RA y RC, los valores más altos se observaron en RC1-1 (68.2 mg/L $Cl_T$ y 15.2 mg/L $PO_4T$) en periodo de lluvias, en la parte media de la cuenca, y los valores más bajos en los SM en RA1-1, RA2-1 ($Cl_T$ 3.0 mg/L cada SM), en periodo de lluvias y RC14-4 (0.76 mg/L $PO_4T$) en temporada de estiaje, en la parte alta y baja de la cuenca, respectivamente. Mientras que en la cuenca RY se observaron los valores más altos de $Cl_T$ y $PO_4T$ en RY6-4 (41.5 mg/L $Cl_T$ y 6.6 mg/L $PO_4T$) en la parte alta de la cuenca, y los valores más bajos se encontraron en RY2-3 (1.64 mg/L $Cl_T$) y RY9-1 (0.43 mg/L $PO_4T$), en temporada de estiaje, en la parte alta y baja de la cuenca, respectivamente. Se observa que los valores de $PO_4T$ sobrepasan el LMaxP establecido en los CECA en los SM RC9-1 (5.17 mg/L), RC1-2 (9.06 mg/L), RC3-2 (10.5 mg/L), RC1-1 (15.2 mg/L) y RY6-4 (6.61 mg/L).

Figura 7. Cloruros totales y fosfatos totales en las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec, en el periodo multianual 2014-2019. E= estiaje; L= lluvias. LMaxP= Límite máximo permisible; CECA= Criterios ecológicos de calidad de agua, para protección de vida acuática en agua dulce (DOF, 1989).



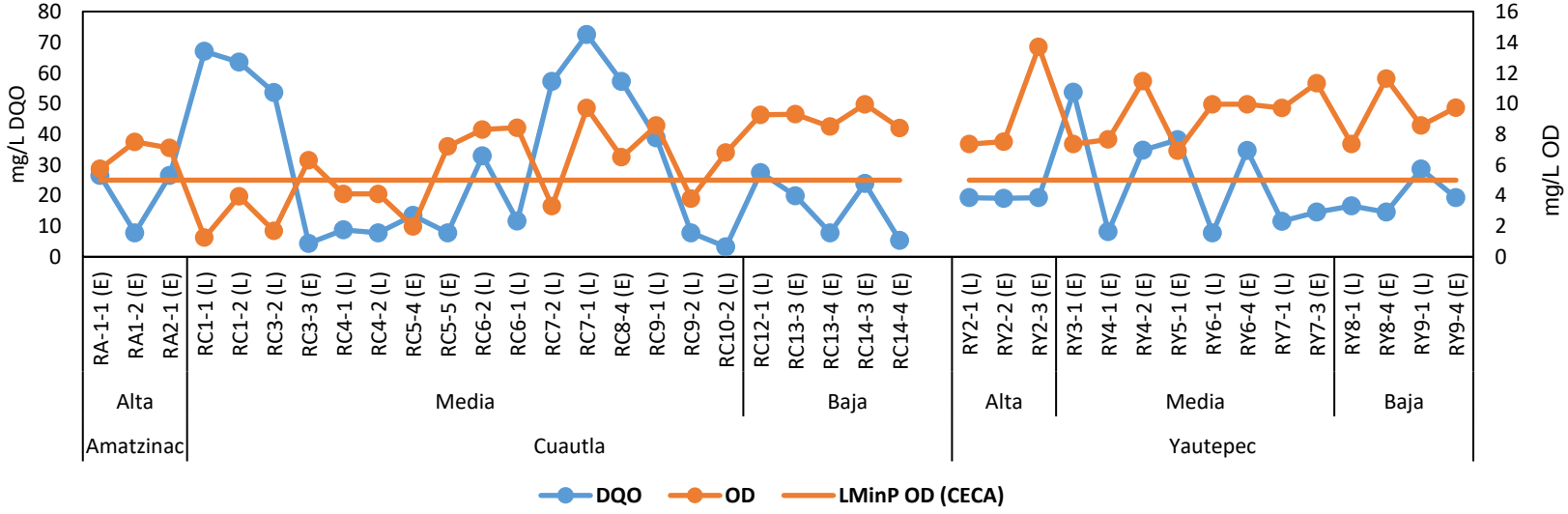
El comportamiento general de DT y $SO_4$ se observa en la figura 8. En las cuencas RA y RC, los valores más altos se observaron en RC14-4 (556 mg/L $CaCO_3$ y 382 mg/L, respectivamente) en temporada de estiaje, en la parte baja de la cuenca, mientras que los valores más bajos se observaron en los SM RA1-2 (lluvias) y RC5-5 (estiaje) con valores de 45.4 mg/L $CaCO_3$ DT y 12 mg/L $SO_4$, respectivamente, en la parte alta y media de la cuenca. Mientras que en la cuenca RY, los valores más altos se observaron en el SM RY8-4 y RY6-4 (530 mg/L $CaCO_3$ DT y 284 mg/L $SO_4$, respectivamente) en la parte media de la cuenca, en temporada de lluvias, y los valores más bajos en los SM RY4-1 y RY2-3 (38 mg/L $CaCO_3$ DT y 7.46 mg/L $SO_4$, respectivamente) en la parte media de la cuenca en temporada de estiaje. Los datos de $SO_4$ están por debajo del LMaxP establecido en los CECA.

Figura 8. Dureza total y Sulfatos en las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec, en el periodo multianual 2014-2019. E= estiaje; L= lluvias. LMaxP= Límite máximo permisible; CECA= Criterios Ecológicos de Calidad del Agua, para aguas con uso de riego agrícola (DOF, 1989).



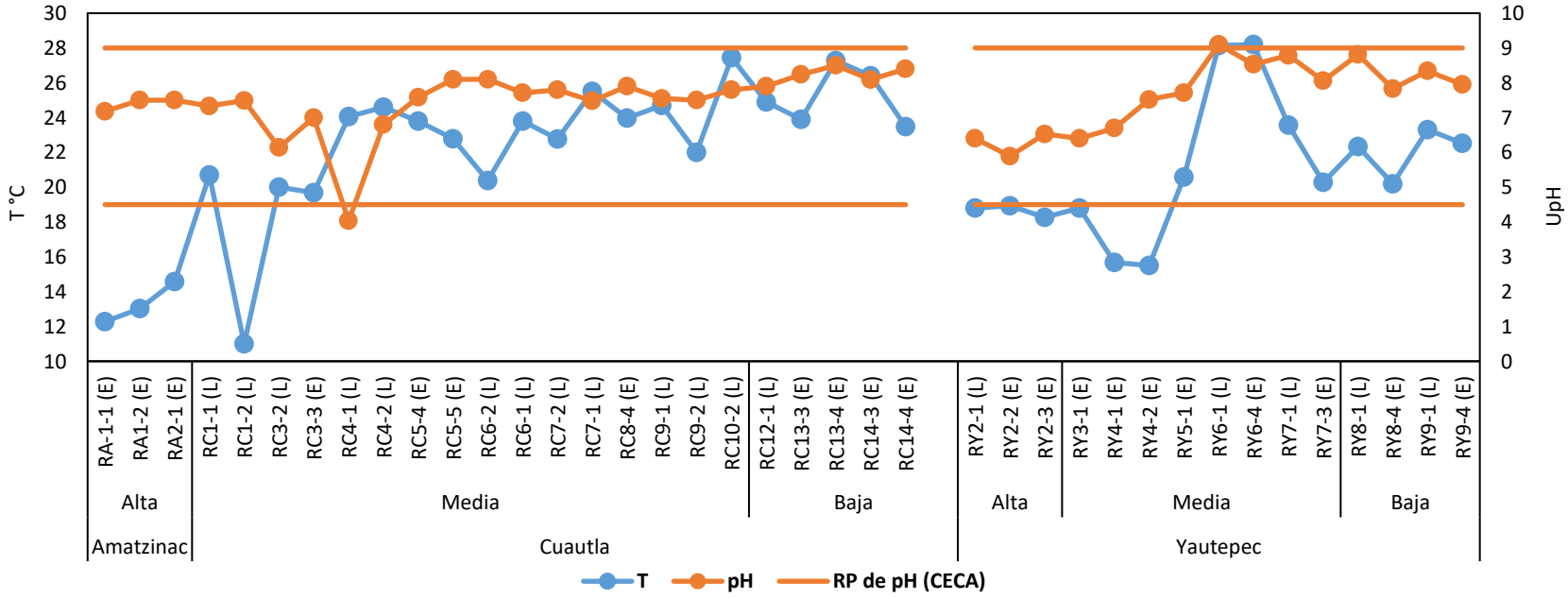
El comportamiento general de DQO y OD se observa en la figura 9. En las cuencas RA y RC, los valores más altos se observaron en RC7-1 y RC14-3 (72.5 mg/L DQO y 9.5 mg/L OD, respectivamente), en lluvias, en la parte media y baja de la cuenca, mientras que los valores más bajos se mostraron en RC-10 en temporada de estiaje y RC1-1 en lluvias (3.2 mg/L DQO y 1.25 mg/L OD, respectivamente), en la parte media y alta de la cuenca. Mientras que en la cuenca RY, los valores más altos se observaron en RY3-1 y RY2-3 (53.7 mg/L DQO y 13.7 mg/L OD, respectivamente), en temporada de estiaje, en la parte media y alta de la cuenca, mientras que los valores más bajos se mostraron en RY6-1 y RY5-1 (7.8 mg/L DQO y 6.92 mg/L OD, respectivamente), en temporada de estiaje, en la parte media de la cuenca. Para OD, se encontraron valores inferiores al LMinP por los CECA en los SM RC1-1 y 2, RC3-3 RC4, RC5-4, RC7-2 y RC9-1.

Figura 9. Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Oxígeno disuelto (OD) en las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec, en el periodo multianual 2014-2019. E= estiaje; L= lluvias. LMinP=Valor mínimo permitido; CECA= Criterios Ecológicos de Calidad del Agua, para protección de vida acuática en agua dulce (DOF, 1989).



El comportamiento general de T y pH se observa en la figura 10. En las cuencas RA y RC, los valores más altos de pH se observaron en los SM RC10-2 (estiaje) y RC13-4 (lluvias) (27.44 °C y8.5 UpH, respectivamente) en la parte baja y media de la cuenca, mientras que los valores más bajos se observaron en los SM RC1-2 y RC4-1 (lluvias) (estiaje) (11°C 4.04 UpH respectivamente) en la parte media y alta de la cuenca. Mientras que en la cuenca RY, los valores más altos se observaron en el SM RY6-1 (9.1 UpH y 28.2 °C), en temporada de estiaje, en la parte media de la cuenca, y los valores más bajos se observaron en temporada de estiaje, en los SM RY4-2 y RY2-1 (15.5 °C y 5.89 UpH, respectivamente) en la parte alta y media de la cuenca. Para pH, los valores obtenidos en los SM RC4-1 (4.04 UpH) y RY6-1 (9.1 UpH) se encuentran fuera del rango establecido por los CECA.

Figura 10. Unidades de pH y temperatura en las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec, en el periodo multianual 2014-2019. E= estiaje; L= lluvias. RP= Rango permitido; CECA= Criterios ecológicos de calidad del agua, para aguas con uso de riego agrícola.

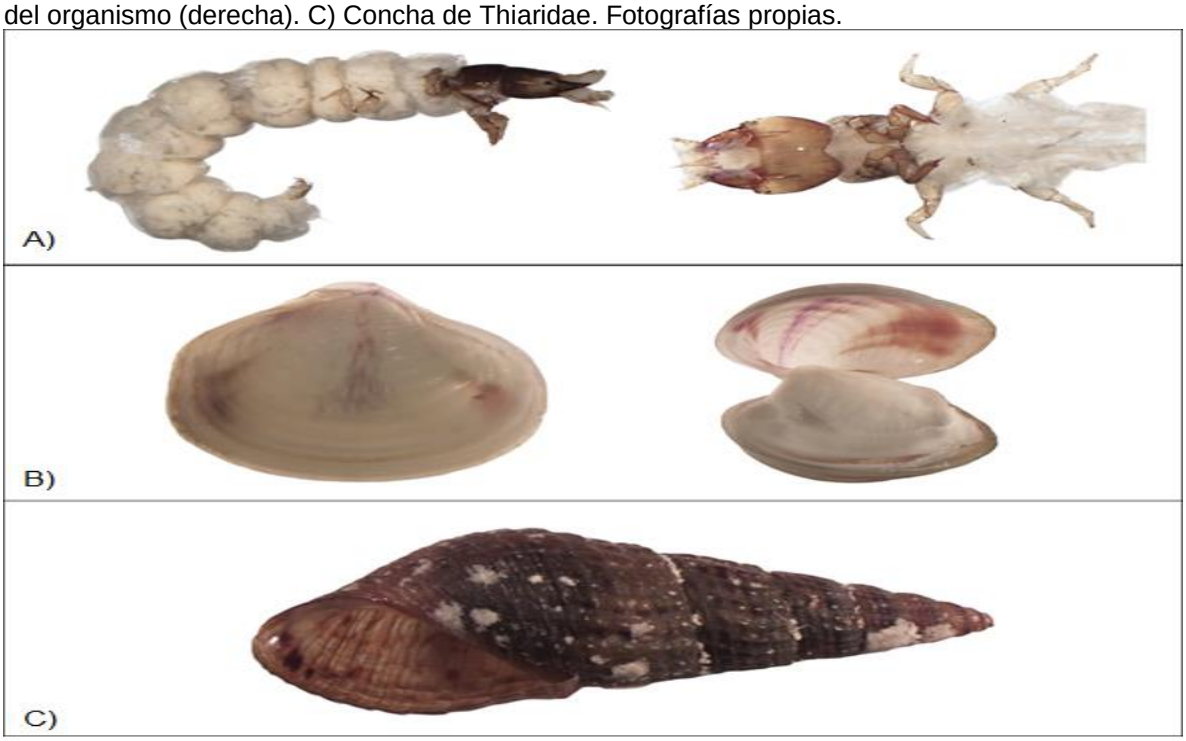


## 7.2 Estructura y análisis del ensamble de macroinvertebrados acuáticos

Se analizaron 279 muestras, correspondientes al periodo multianual 2014-2019, de las cuales 72 corresponden al 2014, 18 al 2015, 48 al 2018 y 141 al año 2019. Se consideraron las familias previamente reportadas por Alonso-EguíaLis et al., (2015) e Izurieta et al., (2020) y al término de la identificación, se obtuvo un total de 282,611 organismos pertenecientes a 120 taxones clasificados en 14 clases, 26 órdenes, 83 familias y 53 géneros pertenecientes a EPTO (11 de Ephemeroptera, dos de Plecoptera y 26 de Trichoptera y 14 de Odonata). El estimador de riqueza Chao 1 indica una riqueza de taxones esperada de S= 136, por lo que los 120 taxones identificados equivalen al 87.9% de lo estimado.

Es importante mencionar que se reporta por primera vez en el estado de Morelos al género *Xiphocentron sp.* (Xiphocentronidae) del orden Trichoptera (figura 9 A) y así mismo, se resalta la presencia dos familias introducidas: Corbiculidae (Veneroida) (figura 9 B) y Thiaridae (Gastropoda) (figura 9 C) en SM de la parte baja de las cuencas RC y RY, por lo que resulta importante su consideración.

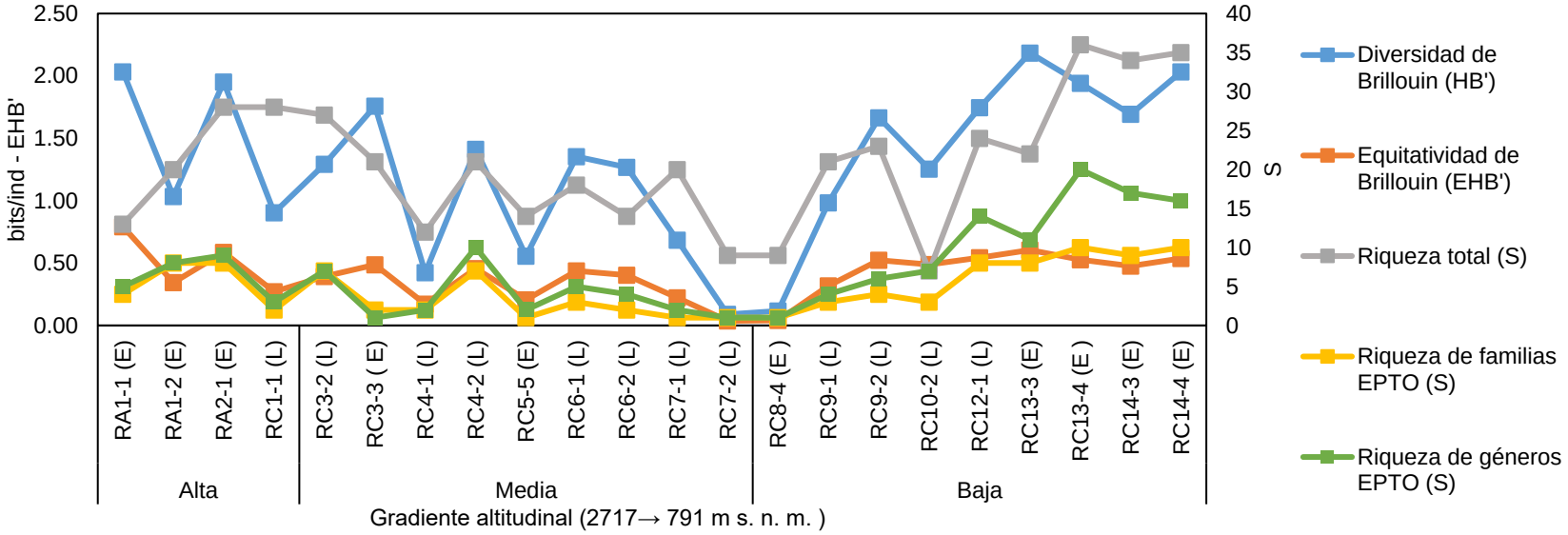
**Figura 11.** A) *Xiphocentron sp.* (Xiphocentronidae) colectado en el "El Salto", en la cuenca del río Amatzinac, Morelos, vista dorsal de cuerpo completo (izquierda) y vista abdominal con detalle en el labro (derecha). B) Corbiculidae con valva cerrada (izquierda) y valvas abiertas con vista al cuerpo del organismo (derecha). C) Concha de Thiaridae. Fotografías propias.



Los 120 taxones registrados se asociaron a ocho grupos funcionales alimenticios (anexo 4), y se incluyeron los descriptores de cada métrica para el tratamiento de los datos biológicos (anexo 5).

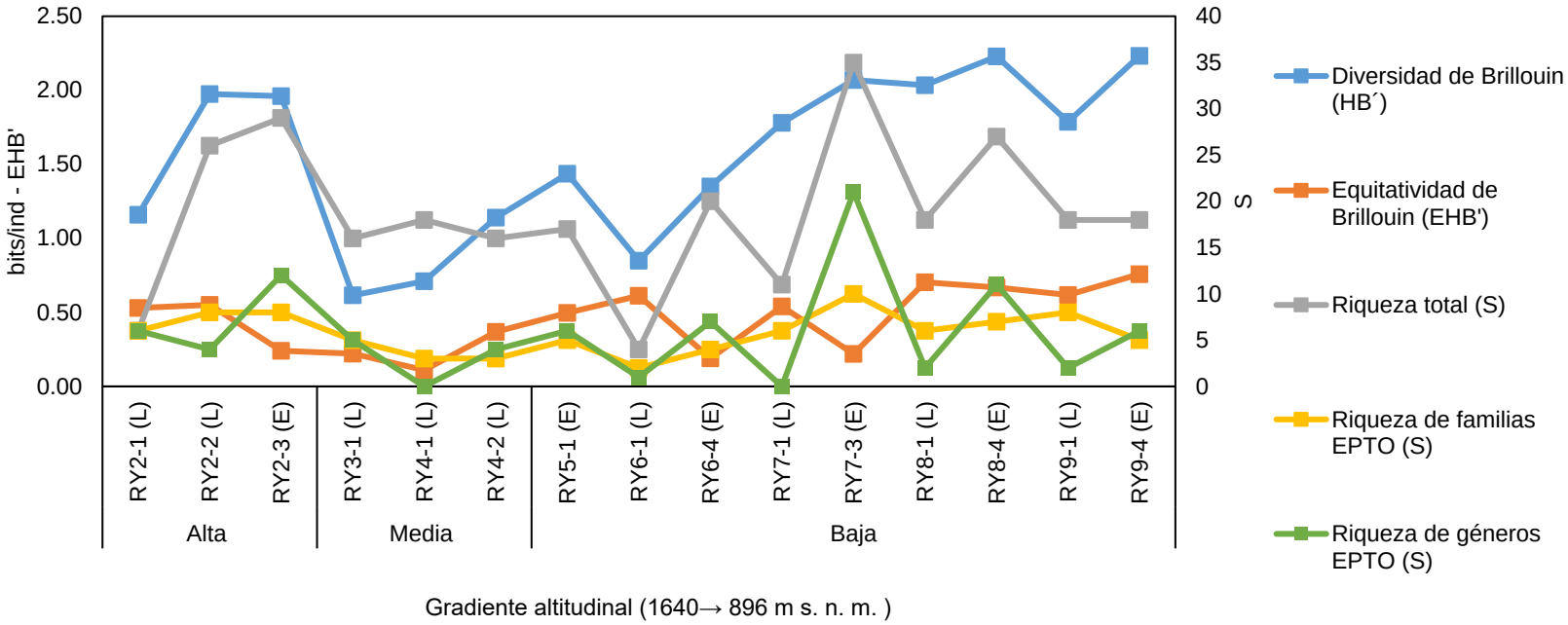
Con relación a los descriptores de H', EHB' y S de acuerdo al gradiente altitudinal y sección de cuenca, de manera general, en las cuencas RA y RC se observaron los valores de H' y EHB' más altos en los SM RC13-3 (2.18 bits/ind) y RA1-1 (0.79 EHB'), en la parte baja y alta de la cuenca, mientras que los valores más bajos se observaron en los SM RC7-2 (0.09 bits/ind) y RC8-4 (0.04 EHB'), en la parte media y baja de la cuenca. Con relación a la S total, el valor más alto se encontró en el SM RC13-4 (S=36), en temporada de lluvias, mientras que el valor más bajo se observó en el SM RC10-2 (S=7), en temporada de estiaje, así mismo, la mayor riqueza de familias y géneros de EPTO se observan en RC13-4, con S=10 y S=20, respectivamente, mientras que los valores más bajos de familias EPTO se observan en los SM RC5, RC7-1, RC7-2 y RC8-4 con una familia (figura 12).

Figura 12. Descriptores del ensamblaje de macroinvertebrados bajo un gradiente altitudinal en las cuencas de los ríos Amatzinac y Cuautla en el periodo multianual 2014-2019. E= Estiaje; L= Lluvias.



En la cuenca del río Yautepec, se observan los valores de H' y EHB' más altos en los SM RY8-4 (2.23 bits/ind) y RY9-4 (0.76 EHB'), en la parte baja de la cuenca, mientras que los valores más bajos se encuentran en los SM RY3-1 (0.0.61 bits/ind) y RY4-1 (0.11 EHB'), en la parte alta de la cuenca; con relación a la S total, se observa el valor más alto en el SM RY7-3 (S=35) en la parte baja de la cuenca, mientras que el valor más bajo se encuentra en el SM RY6-1 (S=4), en la parte baja de la cuenca, así mismo, la mayor riqueza de familias y géneros de EPTO se observa en RY7-1 3, con S=10 y S=21, respectivamente, mientras que los valores más bajos de familias EPTO se observan en el RY-1 con dos familias y un género de EPTO (figura 13).

Figura 13. Descriptores del ensamblaje de macroinvertebrados bajo un gradiente altitudinal en la cuenca del río Yautepec en el periodo multianual 2014-2019. E= Estiaje; L= Lluvias.



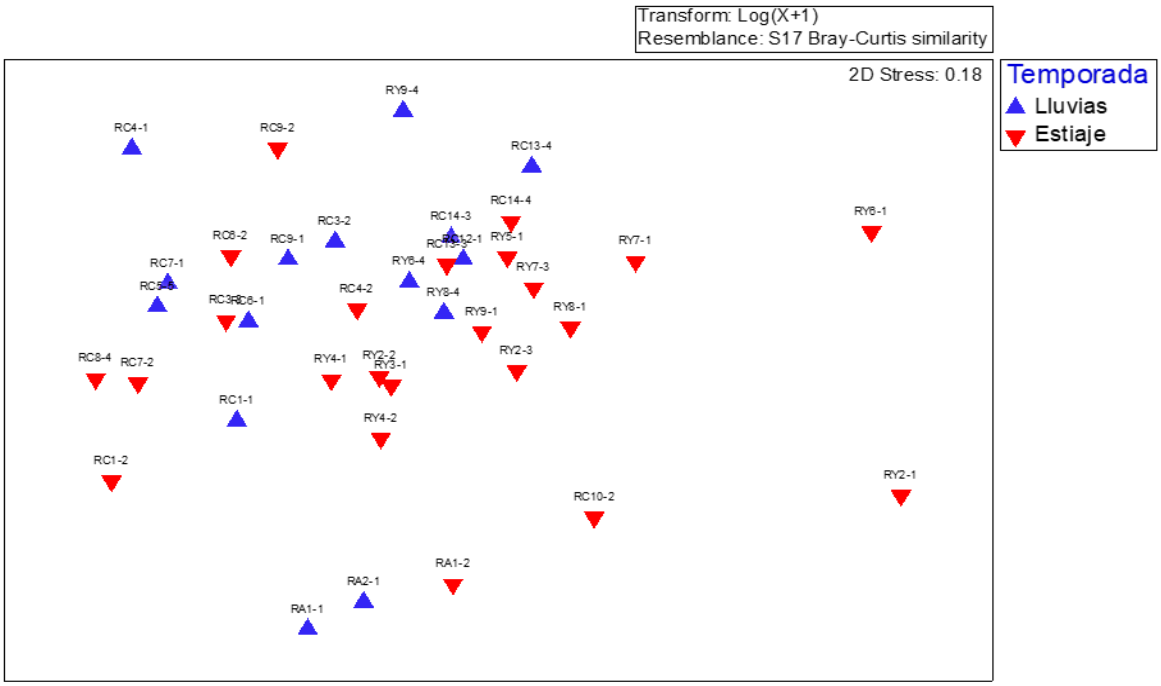
El análisis de correlación de Pearson (p ≤0.05) entre el gradiente altitudinal y los parámetros biológicos antes descritos (H', EHB' y S, S-EPTO y S-Géneros EPTO), no mostró significancia (tabla 9).

**Tabla 9.** Correlación de Pearson (p≤0.05) entre el gradiente altitudinal y parámetros biológicos en las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec, en el periodo multianual 2014-2019.

| Cuenca | Diversidad de Brillouin | Equitatividad de Brillouin | Riqueza total | Riqueza de familias EPTO | Riqueza de géneros EPTO |
|---|---|---|---|---|---|
| Amatzinac - Cuautla | 0.036 | 0.190 | -0.193 | -0.024 | -0.269 |
| Yautepec | -0.440 | -0.460 | -0.044 | -0.068 | -0.038 |

Posteriormente, se realizó un análisis NMDS en el que se obtuvo un valor de stress= 0.18, y se observa que no existe una diferencia clara en el ensamble de MIA entre temporadas de lluvia y estiaje a lo largo del periodo multianual 2014-2019, por lo que se muestra que en los MIA de la zona de estudio la escala temporal no es tan relevante (figura 14).

Figura 14. Análisis multidimensional no paramétrico de macroinvertebrados acuáticos asociados a temporada de lluvias y estiaje, en el periodo multianual 2014-2019.

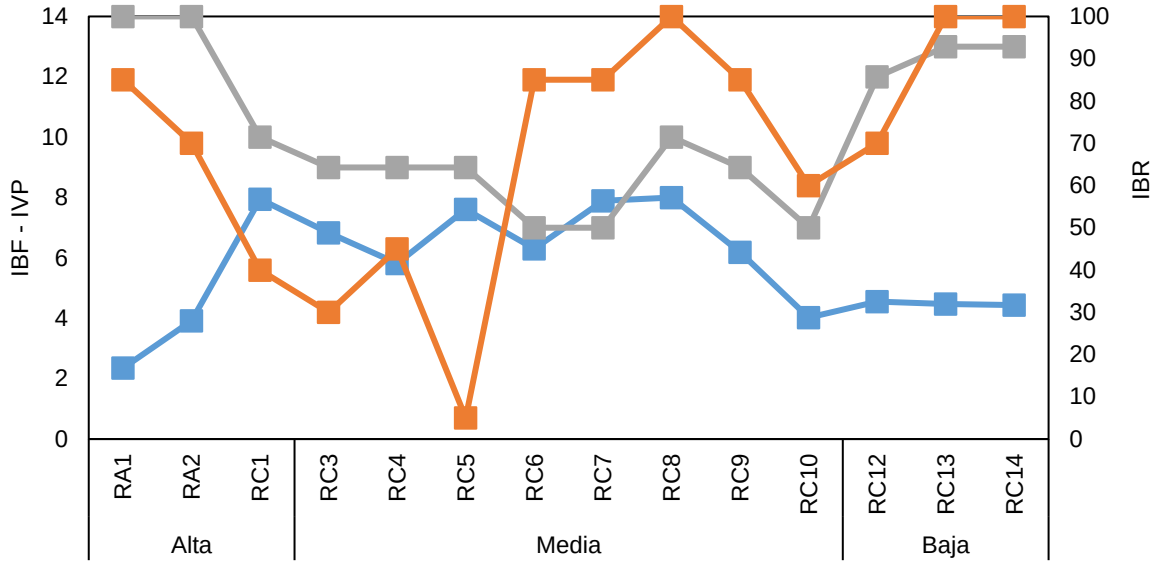


### 7.3 Selección de los sitios de referencia

Se integró toda la información taxonómica de todas las temporadas y años para obtener un valor único por SM para cada índice de evaluación ambiental. Considerando únicamente la mejor condición, de acuerdo al IBF, los SM con mejor calidad de agua son en la cuenca RA, RA1 (IBF= 2.35) y RA2 (IBF= 3.94), con calidad de agua excelente y muy buena, respectivamente, en la parte alta de la cuenca; en la cuenca RC, RC10 (IBF= 4.02), RC13 (4IBF= 4.47) y RC14 (IBF= 4.44) presentan calidad de agua muy buena, en la parte baja de la cuenca (figura 15).

Los índices IVP e IBR, muestran que los SM RA1 y RA2 (IVP= 14, en ambos casos, e IBR= 85 y 70, respectivamente) se encuentran sin perturbación aparente y con calidad de bosque de ribera buena y aceptable, mientras que en la cuenca RC los SM muestran las mejores condiciones en los SM RC13 y RC14 (IVP= 13; IBR= 100, para ambos SM) (figura 15).

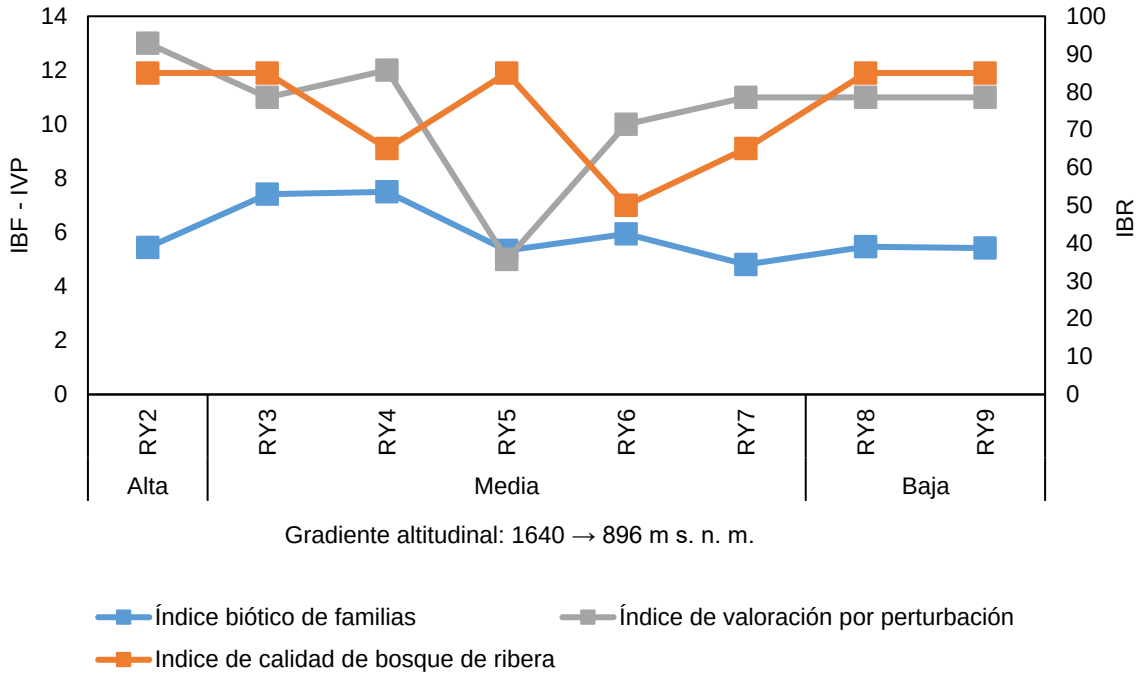
Figura 15. Índices de evaluación ambiental (IBF, IBR e IVP) en las cuencas de los ríos Amatzinac y Cuautla.




Gradiente altitudinal: 2717 → 791 m s. n. m.

En la cuenca RY, el SM RY7 (IBF= 4.81) en la parte media de la cuenca presenta calidad de agua buena (figura 15 B). Mientras que el IVP muestra la mejor condición en el SM RY2 (IVP= 13) en la parte alta de la cuenca. Por otra parte, el IBR muestra las mejores condiciones en los SM RY5 (IBR= 85), en la parte media de la cuenca y en los SM RY 8 y 9 (IBR= 85, en ambos sitios) (figura 16).

Figura 16. Índices de evaluación ambiental (IBF, IBR e IVP) en las cuencas del río Yautepec.




Para conocer la correlación que existe en cada uno de los tres índices y el gradiente altitudinal, se realizó un análisis de correlación de Pearson ($p \leq 0.05$), en el que se observa que para las cuencas RA y RC existe una correlación inversa significativa entre el IBF y el IVP ($r= -0.78$), mientras que para la cuenca RY, la correlación más alta se observa entre el IBF y la altitud ($r= 0.63$). Por otro lado, integrando la información de las tres cuencas la máxima correlación se observa entre el IBF y el IVP ($r= 0.60$), (tabla 10).

**Tabla 10.** Análisis de correlación de Pearson (p ≤0.05) entre los índices de evaluación ambiental y el gradiente altitudinal.

| Cuenca | Índice | Altitud | IBF | IBR | IVP |
|---|---|---|---|---|---|
| **Amatzinac-Cuautla** | Altitud | 1.00 | - | - | - |
| | IBF | -0.16 | 1.00 | - | - |
| | IBR | -0.08 | -0.38 | 1.00 | - |
| | IVP | 0.38 | **-0.78** | 0.32 | 1.00 |
| **Yautepec** | Altitud | 1.00 | - | - | - |
| | IBF | **0.63** | 1.00 | - | - |
| | IBR | 0.03 | -0.06 | 1.00 | - |
| | IVP | -0.24 | -0.07 | -0.09 | 1.00 |
| **General (integrando las tres cuencas)** | Altitud | 1.00 | - | - | - |
| | IBF | 0.04 | 1.00 | - | - |
| | IBR | -0.09 | -0.32 | 1.00 | - |
| | IVP | 0.23 | **-0.60** | 0.25 | 1.00 |

Nota: IBF= Índice biótico de familia; IBR= Índice de calidad de bosque de ribera; IVP= Índice de valoración por perturbación.

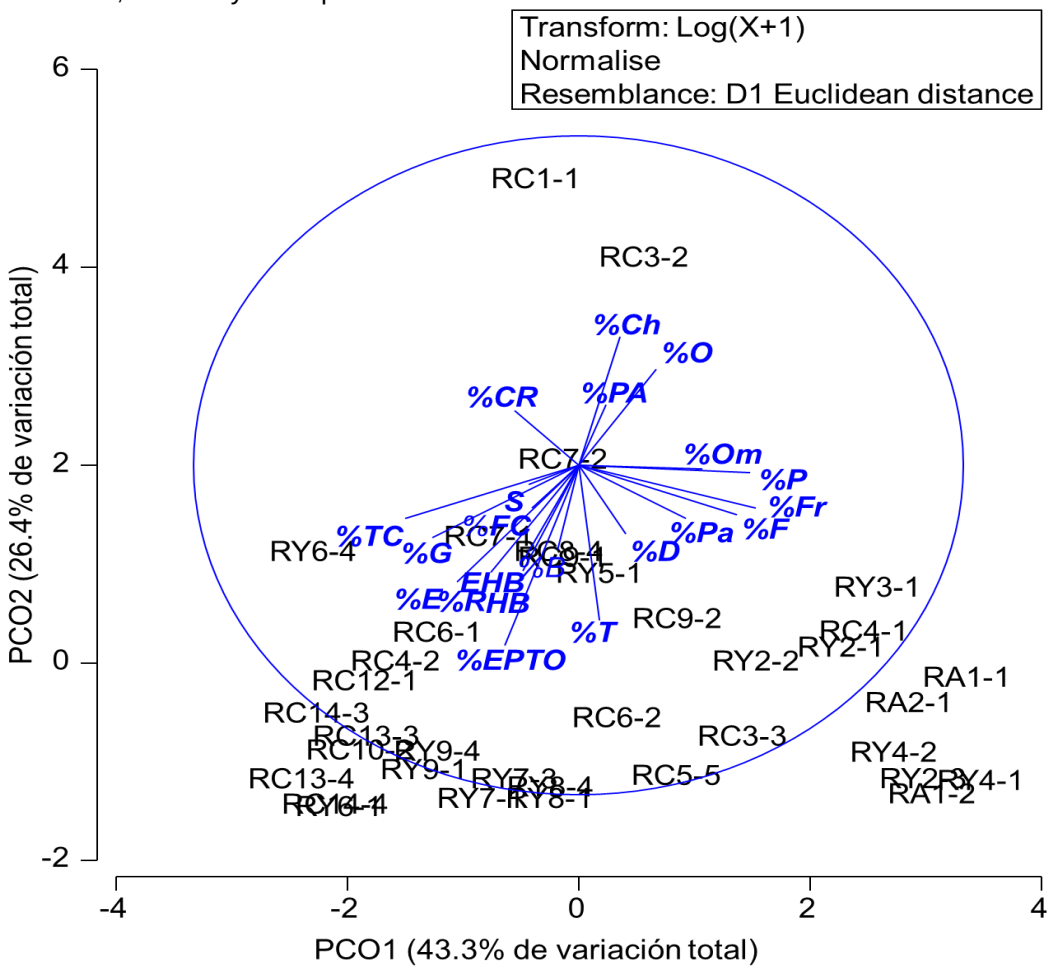
Con dicho análisis se determinó que los sitios de referencia para las cuencas de estudio son, para la cuenca RA en la parte alta RA1, RA2, en la cuenca del RC RC10 y en la parte baja RC12, RC13 y RC14, mientras que, para el RY, los SM RY2 en la parte alta, y RY5 y RY7 en la sección media de la cuenca.

## 7.4 Generación del índice de integridad biótica para los ríos del alto Balsas (IIBAB).

### 7.4.1 Selección de métricas para la integración del IIBAB

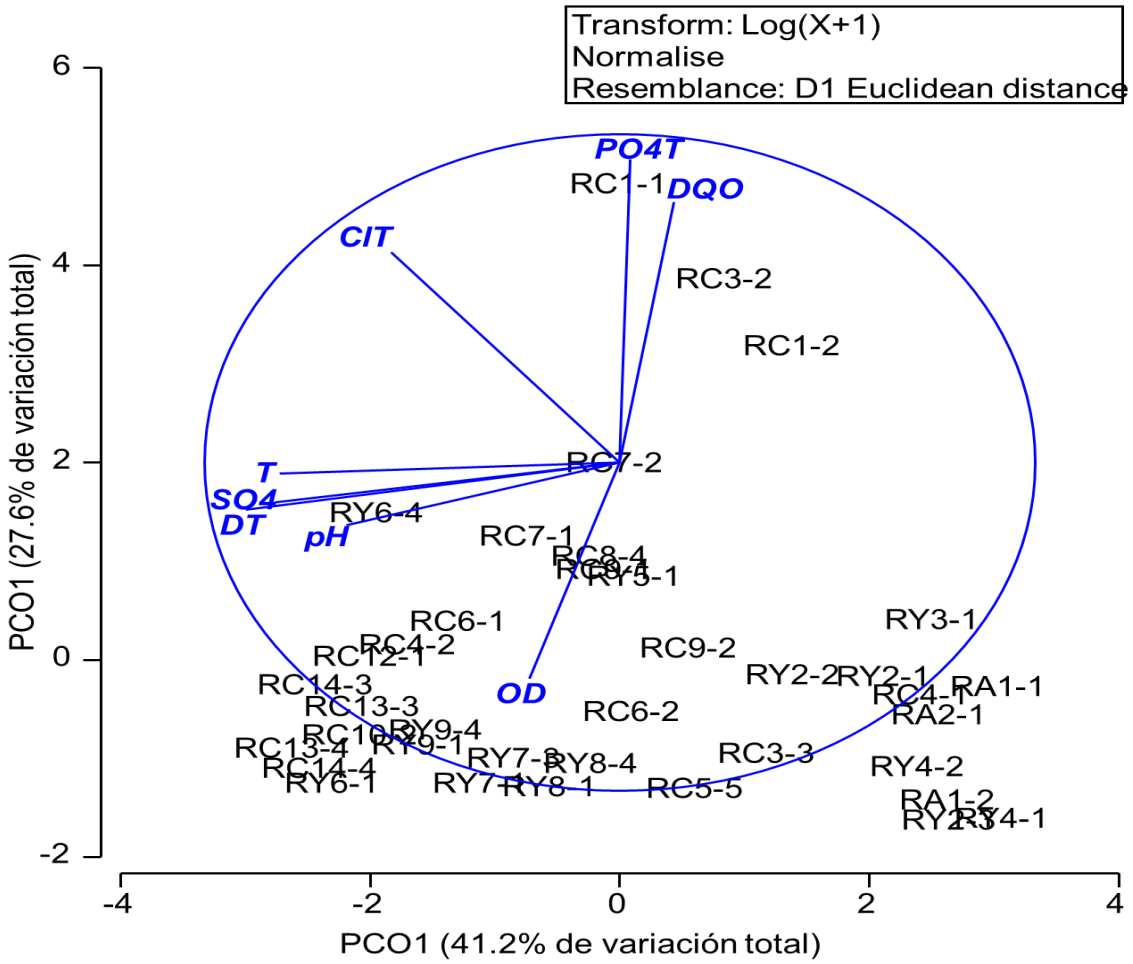
El PCO con las métricas biológicas mostró una explicación del 69.7% de la variabilidad total; las métricas que presentaron mayor importancia asociadas al primer eje fueron %TC, %FR, %P y %F, mientras que para el segundo eje %EPTO, EHB', %Ch, %T, %O y % CR, y como era de esperarse, se observaron asociadas métricas de grupos intolerantes a la contaminación a sitios con buena y excelente calidad de agua (figura 17).

**Figura 17.** Análisis de componentes principales de métricas biológicas para las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec.




El PCO con los parámetros fisicoquímicos mostró una explicación del 68.8% de la variabilidad total; las métricas que presentaron mayor importancia asociadas al primer eje fueron $SO_4$, DT, T y pH, mientras que para el segundo eje fueron $PO_4T$, DQO, ClT y OD (figura 18).

Figura 18. Análisis de componentes principales de parámetros fisicoquímicos para las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec.




El PCA entre las familias de MIA y el factor de agrupación uso de suelo y vegetación, presentó un valor de explicación del 86.36%, en el que se logra observar que separa de manera eficiente los SM ubicados en zonas de bosque de pino-encino y asentamientos humanos, mientras que SM ubicados en agricultura de temporal anual, agricultura de riego anual y semipermanente y selva baja caducifolia se observan incluidos entre sí, (figura 19 A). A nivel taxonómico de género, el valor de explicación disminuye a 31.81% y no se observa una agrupación clara entre SM con este factor de agrupación, con excepción de los SM ubicados en bosque de pino-encino (figura 19 B).

Así mismo, se realizó un PCA a nivel taxonómico de familia utilizando como factor de agrupación el clima de cada SM con un valor de explicación del 86.36%, en el

que se logra observar que separa de manera significativa los climas de tipo Cb(w2) y awo, seguidos de (A)c(W1) y (A)C(wo), así mismo, se observa que SM RC1 y RY5 así como el SM RC10, clasificados originalmente como (A)C(W1) los asocia más a los tipos de clima awo y (A)C(wo), respectivamente (figura 20 A); Al realizar el CAP con el mismo factor de agrupación, pero a nivel taxonómico de género, el valor de explicación disminuye de manera drástica hasta un 22.72% (figura 20 B).

Con factor de agrupación cuenca, se realizó un CAP a nivel taxonómico de familia (figura 21 A) y un CAP a nivel género (figura 21 B), en los cuales se observó un valor de explicación del 100% y 95.45% respectivamente; en ambos casos se observan agrupaciones claras por cuenca. A nivel de familia, los sitios RC1 y RC10 los acerca a la cuenca del RY; mientras que, a nivel de género, los SM RY6 y RY7 tienen mayor similitud con la cuenca RC.

El CAP con factor de agrupación sección de cuenca, a nivel taxonómico de familia (figura 22 A) cuenta con un valor de explicación del 97%, mientras que para nivel taxonómico de género se logró alcanzar el 100% de la explicación (figura 22 B), en ambos análisis, se logra apreciar de manera clara una separación entre los SM correspondientes a cada sección de cuenca (alta, media y baja), independientemente de la cuenca a la que pertenecen, sin embargo, en el caso del CAP a nivel taxonómico de género, los SM RA1, RY2, RY,5, RY8 y RY9, los asocia más a otra sección de cuenca que a la que pertenecen.

**Figura 19.** Análisis de coordenadas principales utilizando como factor de agrupación el uso de suelo y vegetación, en las cuencas del río Amatzinac, Cuautla y Yautepec, donde A) CAP a nivel taxonómico de familia y B) CAP a nivel taxonómico de género.

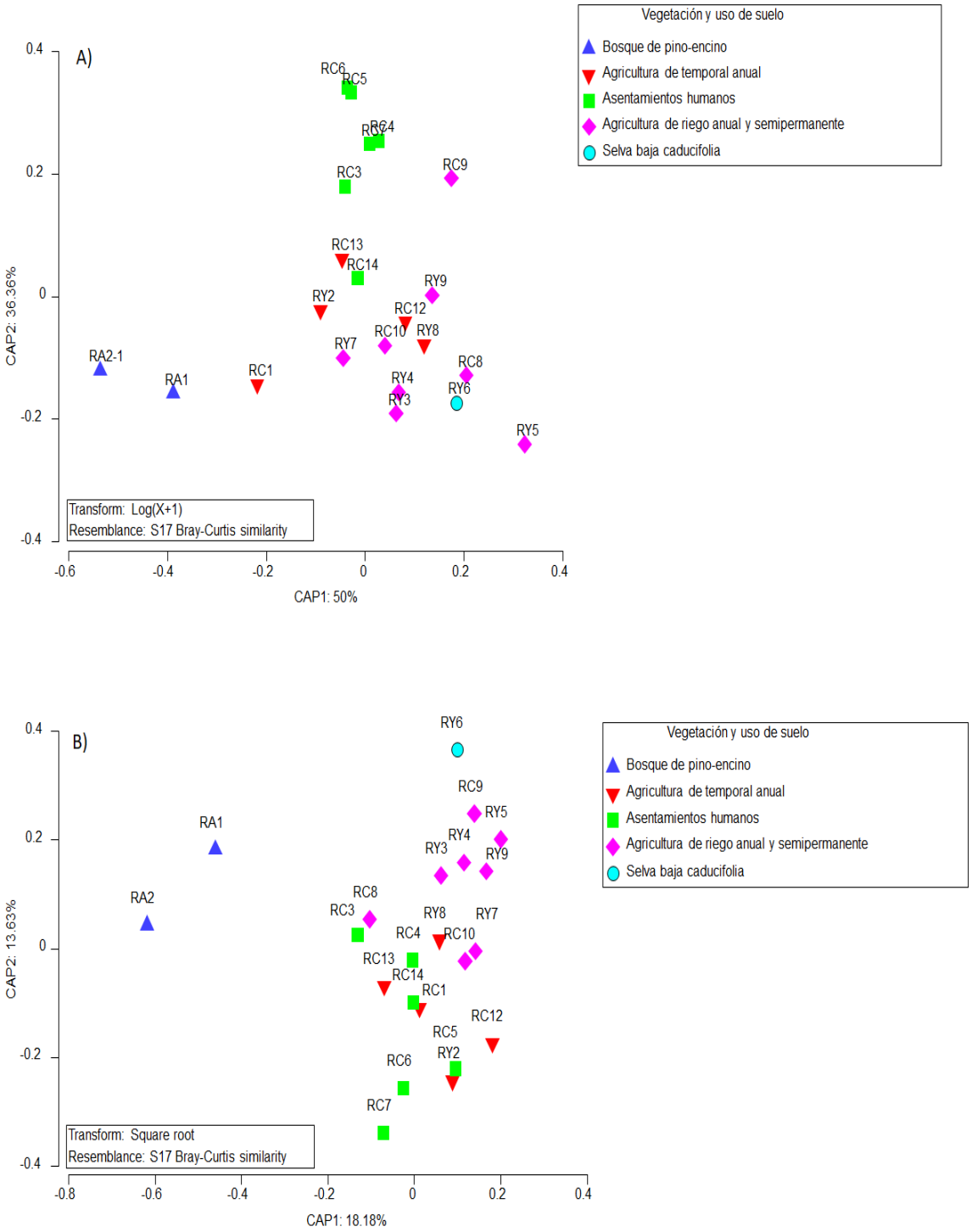
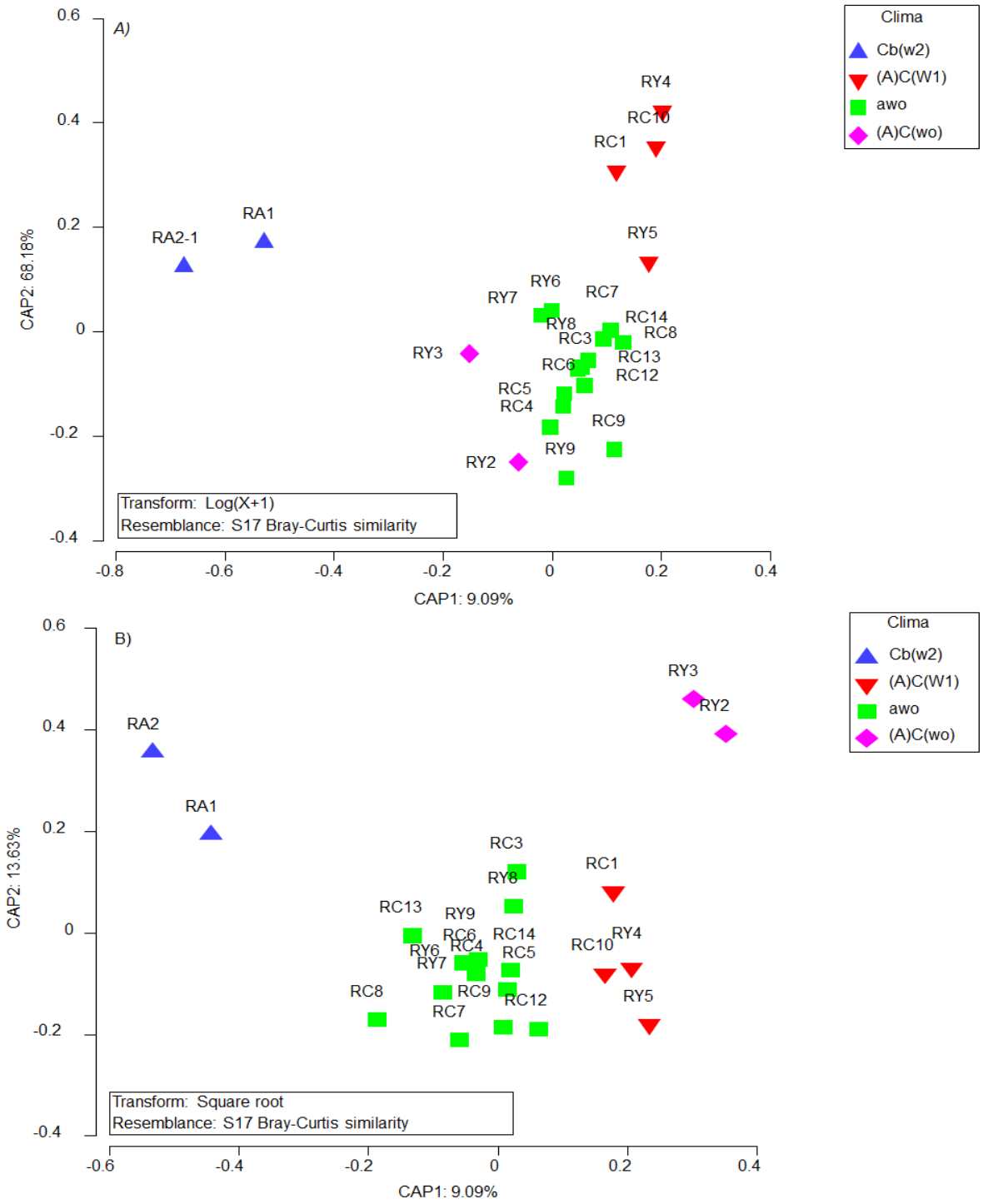


**Figura 20.** Análisis de coordenadas principales utilizando como factor de agrupación clima, en las cuencas del río Amatzinac, Cuautla y Yautepec, donde A) CAP a nivel taxonómico de familia y B) CAP a nivel taxonómico de género.




Dónde: Cb(w2)= semifrío subhúmedo; (A)C(W1)= semicálido subhúmedo con lluvias de verano P/T entre 43.2% y 55%; awo= cálido subhúmedo; (A)C(wo)= semicálido subhúmedo con T/P <43.2%.

**Figura 21.** Análisis de coordenadas principales utilizando como factor de agrupación cuenca, en las cuencas del río Amatzinac, Cuautla y Yautepec, donde A) CAP a nivel taxonómico de familia y B) CAP a nivel taxonómico de género.

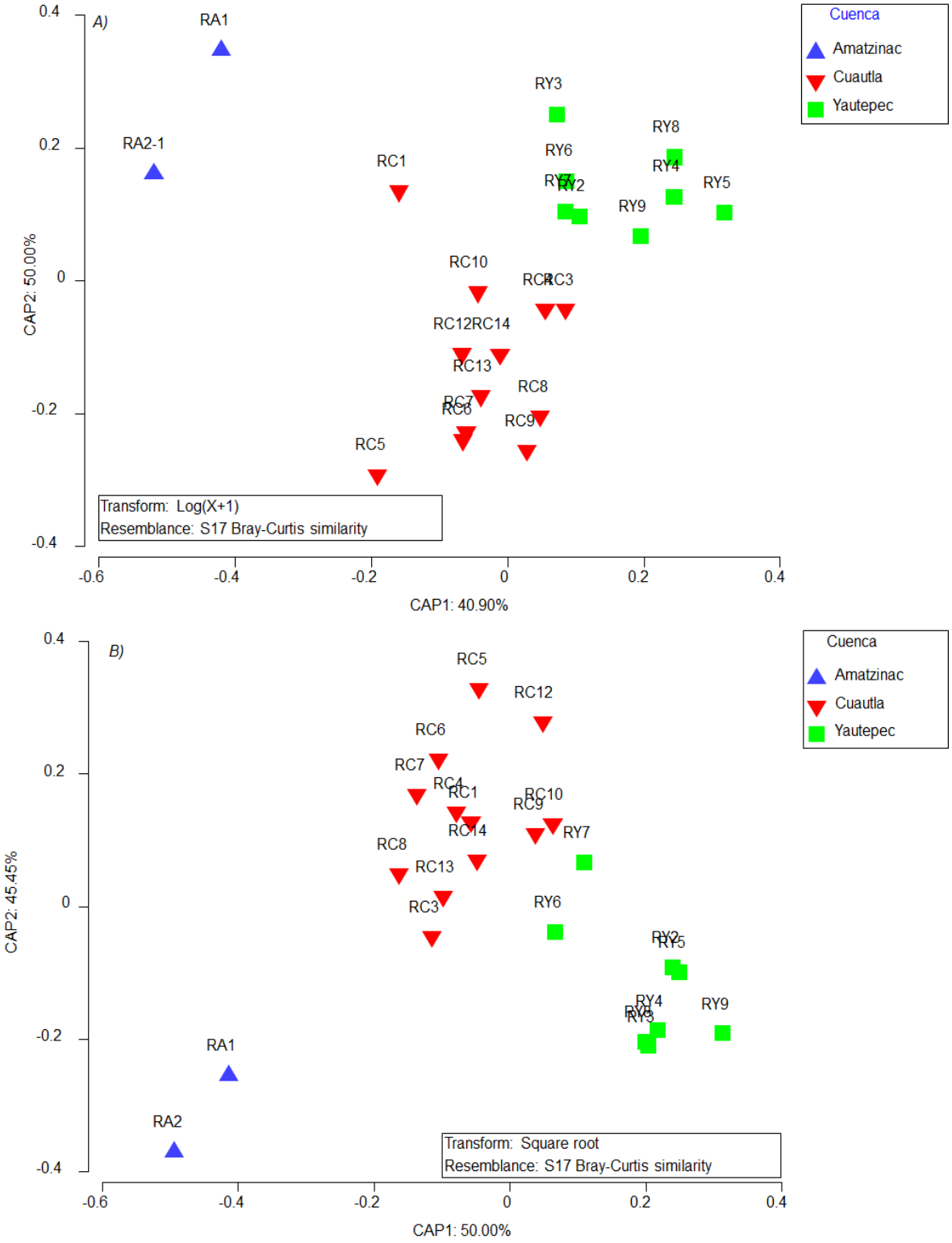
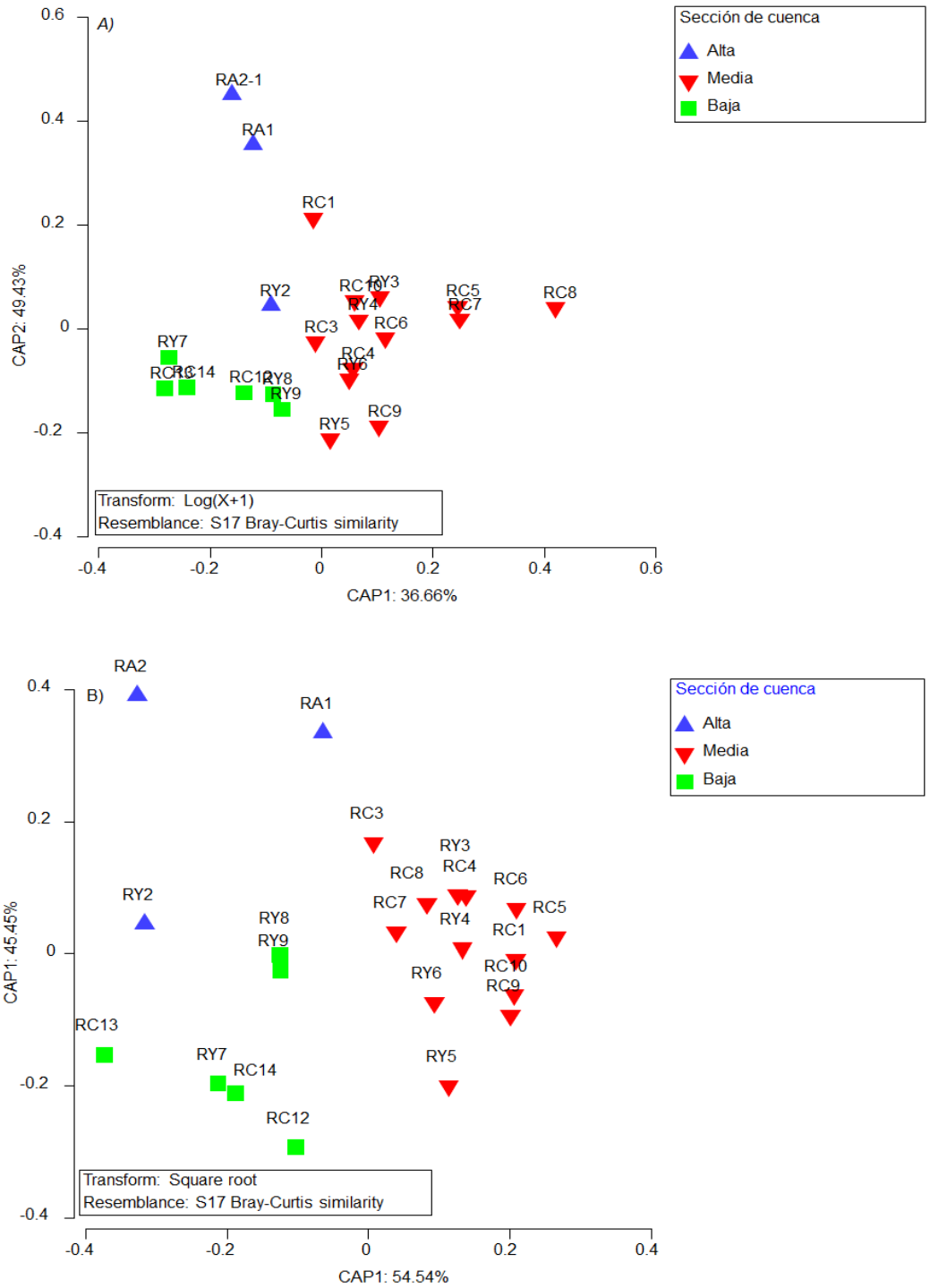


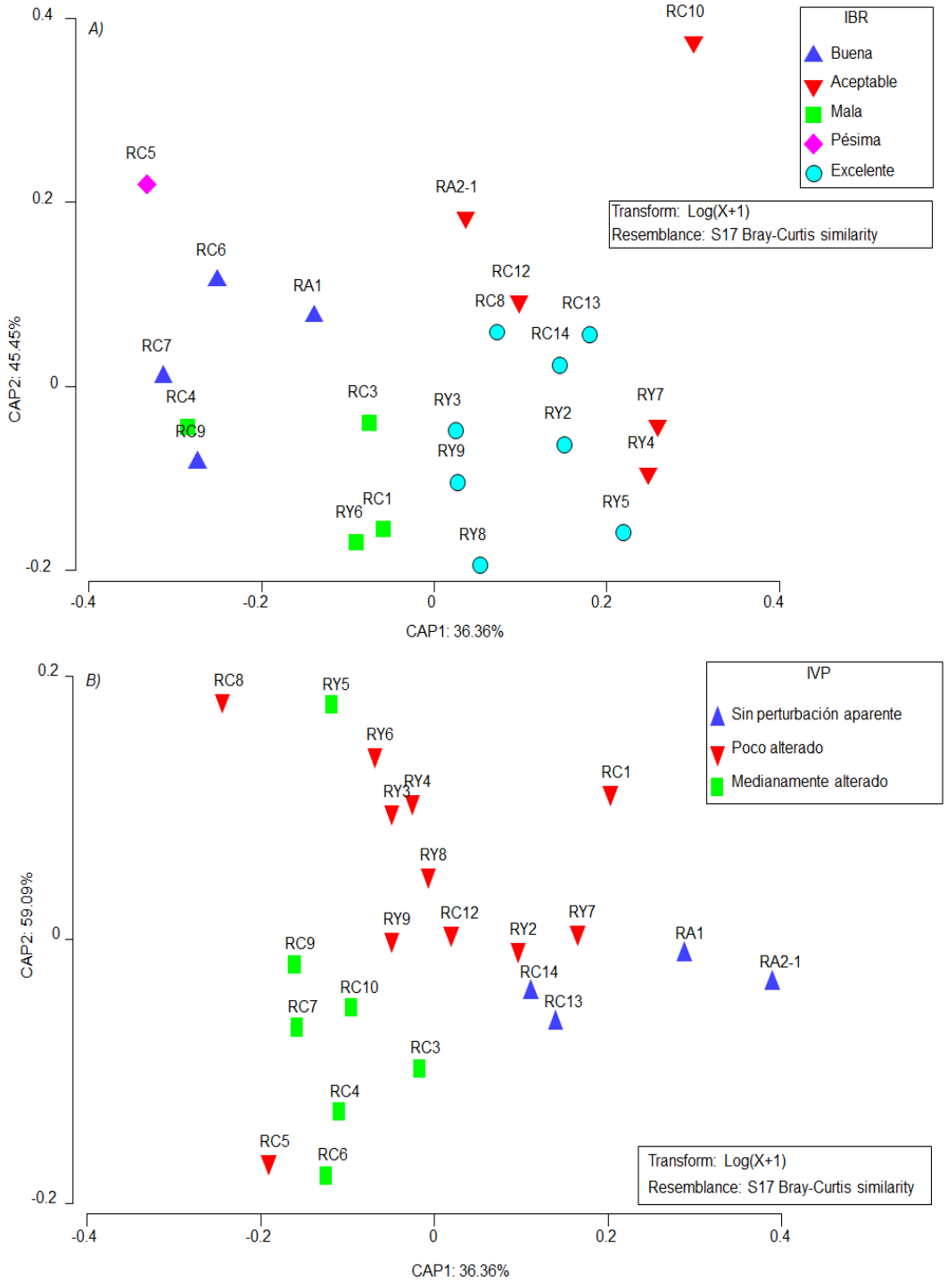
**Figura 22.** Análisis de coordenadas principales utilizando como factor de agrupación la sección de cuenca, en las cuencas del río Amatzinac, Cuautla y Yautepec, donde A) CAP a nivel taxonómico de familia y B) CAP a nivel taxonómico de género.



Los CAP de índices de evaluación ambiental únicamente a nivel taxonómico de familia, debido al bajo porcentaje de explicación que se obtuvo en el análisis a nivel taxonómico de género para IBR e IVP (40% cada uno). Con relación al IBR (figura 23 A), el CAP cuenta con un valor de explicación del 76.81%, y se observa una agrupación clara entre SM con IBR excelente, aceptable y pésima calidad, y muestra dos grupos cercanos entre los SM con calidad mala y buena. Un punto importante es que algunos SM no se ajustaron a su categoría inicial, de acuerdo al IBR y los datos de abundancia de MIA, como es el caso de los SM RA1 con calidad buena, que aparece categorizado más con calidad “aceptable”, RC12, RY4 y RY7 categorizados con calidad “aceptable” los pone más cercanos a aquellos SM con calidad “excelente”, y RC4 y RC6 con calidad “mala” los asocia más a calidad buena y excelente, respectivamente.

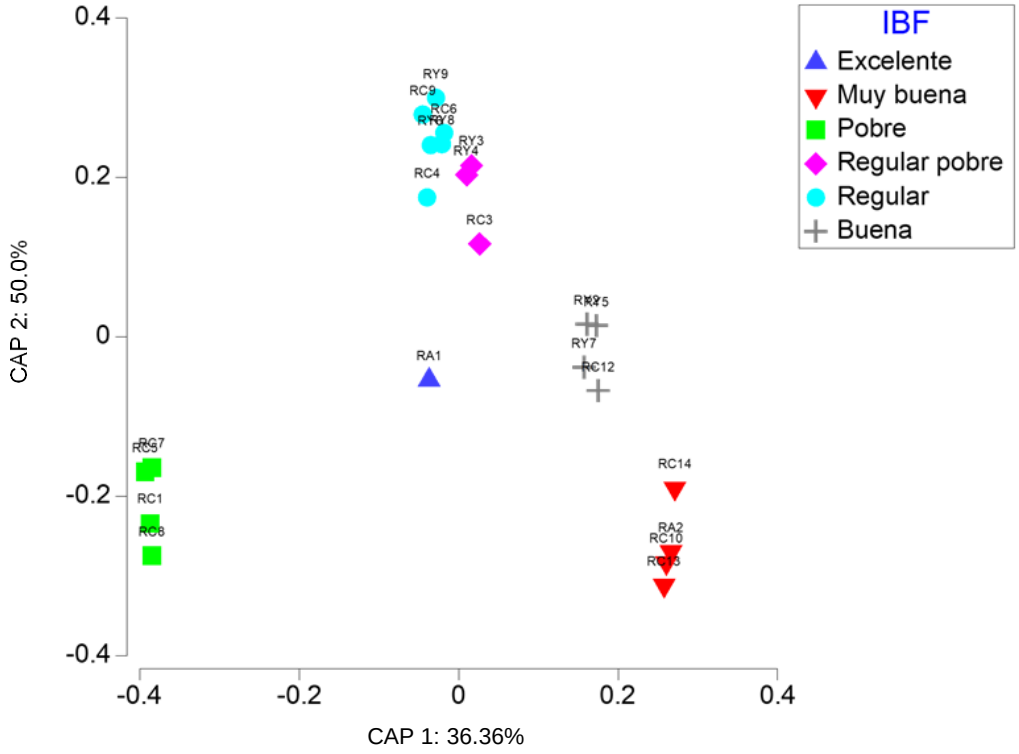
El CAP con factor de agrupación IVP (figura 23 B), mostró con un valor de explicación del 86.36% y se observa una buena separación entre los SM RA1 y RA2 que a su vez presentan la mejor condición ambiental, junto con los SM RC13 y RC14, sin embargo, el resto el resto de SM de las cuencas RC y RY no se observa una separación tan clara entre categorías de valoración por perturbación.

**Figura 23.** Análisis de coordenadas principales, de familias de macroinvertebrados acuáticos, con factor de agrupación: A) Índice de calidad de bosque de ribera (IBR) y B) Índice de valoración por perturbación, en las cuencas de los ríos Amatzinac, Cuautla y Yautepec.



El CAP con factor de agrupación IBF (figura 24) cuenta con un valor de explicación de 86.36% y se logran apreciar de manera clara diferentes grupos a partir de la clasificación de calidad de agua obtenidos mediante el IBF, sin embargo, tal como paso con el CAP de IBR, algunas categorías no se ajustan con lo indicado de acuerdo al IBF.

**Figura 24.** Análisis de coordenadas principales utilizando como factor de agrupación el Índice biótico de familias, en las cuencas del río Amatzinac, Cuautla y Yautepec.




En general, se observó que los organismos y los sitios se agrupan de manera consistente a nivel taxonómico de familia, en orden descendente por porcentaje de explicación, para los factores de agrupación: cuenca (100%), sección de cuenca (97%), IBF, IVP, USyV, clima (86.36%), IBR (76.81%) e IBR (76.81%), y que son factores de agrupación que nos permiten comparar la estructura del ensamble y condición ambiental entre SM.

De las 52 métricas candidatas (22 biológicas, 27 fisicoquímicas y tres de evaluación ambiental) se seleccionaron ocho, de acuerdo a la importancia dada en los PCO y a la información que proporcionan con relación a la evaluación ambiental: EHB' (ensamble), %Ch (grupos tolerantes a la contaminación), %EPTO (grupos

intolerantes a la contaminación), %TC (taxones introducidos y exóticos), %CR, %F y %Fr (grupos funcionales alimenticios) y finalmente el IBF (índice de evaluación ambiental), así mismo, se trabajará con los MIA a nivel taxonómico de familias.

### 7.4.2 Generación de la ecuación del IIBAB

Se integró toda la información taxonómica de todas las temporadas y años para obtener un valor único por SM y por métrica, posteriormente, se obtuvo la eficiencia discriminativa con base en los percentiles 75 y 25 (tabla 11), donde el mayor porcentaje de ED se observa para la métrica EHB (95.45%), mientras que el resto de las métricas cuentan con un 90.91% de ED; así mismo, se observa que %TC cuenta con un bajo valor de ED, sin embargo, esto es debido que la presencia de dichas familias es baja en los SM, pero resulta importante considerar al tratarse de taxones introducidos. Debido a que todas las métricas presentaron valores de ED muy cercanos, no fue necesario su ponderación, por lo que se consideraron de igual importancia para el IIBAB.

**Tabla 11.** Métricas seleccionadas para la elaboración del IIBAB.

| Descriptor | #* | Métrica | Respuesta hipotética ante la perturbación de la integridad biótica | Valor máximo | Valor mínimo | Percentil | | Eficiencia discriminativa (%) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | 25 | 75 | |
| Ensamble | $1^{+}$ | **EHB** | Disminuye | 0.88 | 0.06 | 0.37 | 0.55 | 95.45 |
| % grupos intolerantes a la contaminación | $2^{+}$ | **%EPTO** | Disminuye | 99.27 | 0.06 | 6.67 | 56.47 | 90.91 |
| Grupo funcional alimenticio | $3^{+}$ | **%CR** | Variable, generalmente tiende a disminuir. | 30.06 | 0.00 | 58.84 | 93.50 | 90.91 |
| | $4^{+}$ | **%F** | Variable, generalmente tiende a disminuir. | 97.75 | 0.00 | 0.07 | 3.14 | 90.91 |
| | $5^{+}$ | **%Fr** | Variable, generalmente tiende a disminuir. | 99.55 | 7.38 | 0.00 | 0.51 | 90.91 |
| Evaluación ambiental (calidad de agua) | $1^{-}$ | **IBF** | Aumenta | 20.16 | 0.00 | 4.62 | 7.27 | 90.91 |

| Descriptor | #* | Métrica | Respuesta hipotética ante la perturbación de la integridad biótica | Valor máximo | Valor mínimo | Percentil | | Eficiencia discriminativa (%) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | 25 | 75 | |
| % Grupos tolerantes a la contaminación | 2⁻ | **%Ch** | Aumenta | 97.75 | 0.12 | 4.06 | 46.96 | 90.91 |
| Taxones exóticos e introducidos | 3⁻ | **%TC** | Aumenta | 30.06 | 0.00 | 0.00 | 0.15 | 22.73 |

*En la columna "#", el símbolo **+** o **–** en cada número corresponde a si la métrica incrementa o disminuye el valor del IIBAB.

Finalmente, el resultado de integridad biótica corresponde al total de la sumatoria del valor neto de cada métrica que disminuyen conforme aumenta la perturbación menos la sumatoria del valor neto de las métricas que aumentan con la perturbación, considerando para cada valor dos cifras después del punto decimal, por lo que la fórmula del IIBAB queda de la siguiente manera:

$$\boldsymbol{IIBAB} = \sum(\boldsymbol{EHB} + \%\boldsymbol{EPTO} + \%\boldsymbol{CR} + \%\boldsymbol{F} + \%\boldsymbol{Fr}) - \sum(\boldsymbol{IBF} + \%\boldsymbol{Ch} + \%\boldsymbol{TC})$$

El cálculo de las categorías se obtuvo mediante la obtención de un valor máximo y mínimo de integridad biótica. Para obtener el valor máximo (y así el puntaje de condición excelente) se realizó la sumatoria de los valores máximos hipotéticos alcanzables para cada métrica (valor máximo de las métricas que disminuyen conforme aumenta la perturbación y el valor mínimo de las métricas que aumentan con la perturbación), y para la obtención del valor mínimo (y el valor de una condición de baja integridad biótica) se calculó lo inverso; es decir, la sumatoria de los valores mínimos alcanzables cuando los SM se encuentran en su peor condición (valor mínimo de las métricas que disminuyen conforme aumenta la perturbación y el valor máximo de las métricas que aumentan con la perturbación), por lo que valores ≥ al máximo calculado corresponden a una condición de integridad excelente, mientras que valores ≤ al mínimo calculado corresponde a una mala condición de integridad biótica.

Para el cálculo de las métricas intermedias se calcularon tres rangos entre los valores máximos y mínimos obtenidos, lo que nos da un total de cinco categorías, y cada una de ellas se asoció a un color con fines indicativos (tabla 12).

**Tabla 12.** Categorías del Índice biótico de integridad en ríos del alto Balsas (IIBAB).

| Integridad biótica | Intervalo del IIBAB | Color |
|---|---|---|
| Excelente | ≥116.39 | Azul |
| Muy buena | 87.28 - 116.38 | Verde |
| Buena | 58.17 - 87.27 | Amarillo |
| Regular | 29.06 - 58.16 | Anaranjado |
| Mala | ≤29.05 | Rojo |

Es importante mencionar que, en el cálculo del IIBAB, si el valor del minuendo resulta menor al sustraendo se pueden obtener valores negativos, lo que indica que las condiciones ambientales o integridad biótica es crítica.

La aplicación del IIBAB en los SM se muestra en la tabla 13. Como era de esperarse, los SM considerados como referencia para el conjunto de cuencas, obtuvieron integridad biótica excelente, con excepción del RC13 que obtuvo una calificación menor a la esperada y paso de ser clasificado con una “muy buena” y “excelente” condición (de acuerdo a los índices de evaluación ambiental y de calidad del agua considerados) a ser categorizado con integridad biótica “buena”, debido a la alta densidad relativa de Thiaridae y Corbiculidae que presentó (%TC= 30%).

**Tabla 13.** Valores del Índice biótico de integridad en ríos del alto Balsas, en las cuencas del río Amatzinac, Cuautla y Yautepec.

| Sitio de monitoreo | EHB | %EPTO | %CR | %F | %Fr | IBF | %Ch | % TC | IIBAB | Integridad biótica |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **RA1** | 0.40 | 78.25 | 79.97 | 10.33 | 5.01 | 2.35 | 3.60 | 0.00 | 168.00 | Excelente |
| **RA2** | 0.58 | 63.26 | 52.87 | 20.16 | 19.62 | 3.92 | 0.27 | 0.00 | 152.31 | Excelente |
| **RC1** | 0.19 | 0.14 | 98.16 | 0.84 | 0.10 | 7.95 | 82.99 | 0.00 | 8.49 | Mala |
| **RC3** | 0.44 | 9.32 | 23.43 | 0.27 | 0.49 | 6.83 | 14.95 | 0.00 | 12.16 | Mala |
| **RC4** | 0.51 | 36.56 | 44.11 | 3.48 | 0.03 | 5.82 | 5.46 | 0.00 | 73.40 | Buena |
| **RC5** | 0.19 | 5.72 | 7.38 | 0.08 | 0.00 | 7.61 | 0.51 | 0.00 | 5.26 | Mala |
| **RC6** | 0.39 | 33.87 | 36.50 | 1.15 | 0.00 | 6.30 | 1.18 | 0.00 | 64.42 | Buena |
| **RC7** | 0.20 | 0.14 | 79.67 | 0.00 | 0.00 | 7.89 | 78.60 | 0.00 | -6.48 | Mala |
| **RC8** | 0.06 | 0.06 | 99.55 | 0.00 | 0.00 | 8.00 | 97.75 | 0.00 | -6.07 | Mala |
| **RC9** | 0.47 | 5.79 | 63.05 | 0.06 | 0.00 | 6.19 | 47.36 | 4.54 | 11.28 | Mala |
| **RC10** | 0.46 | 99.27 | 94.74 | 0.00 | 0.00 | 4.02 | 0.12 | 0.00 | 190.33 | Excelente |
| **RC12** | 0.54 | 53.15 | 83.51 | 0.17 | 0.03 | 4.55 | 9.88 | 13.96 | 109.02 | Muy buena |
| **RC13** | 0.88 | 42.58 | 57.90 | 0.33 | 0.67 | 4.47 | 3.05 | 30.06 | 64.78 | Buena |
| **RC14** | 0.54 | 62.74 | 91.52 | 1.37 | 0.22 | 4.44 | 8.78 | 3.55 | 139.62 | Excelente |
| **RY2** | 0.55 | 42.63 | 61.67 | 7.80 | 3.11 | 5.44 | 42.53 | 0.00 | 67.79 | Buena |
| **RY3** | 0.22 | 12.62 | 96.70 | 2.19 | 0.00 | 7.41 | 83.95 | 0.00 | 20.37 | Mala |
| **RY4** | 0.36 | 4.95 | 84.22 | 5.22 | 0.12 | 7.50 | 73.88 | 0.00 | 13.49 | Mala |
| **RY5** | 0.50 | 51.57 | 96.84 | 0.03 | 0.00 | 5.33 | 32.57 | 0.00 | 111.03 | Muy buena |
| **RY6** | 0.47 | 36.88 | 94.16 | 0.05 | 0.05 | 5.94 | 45.78 | 0.00 | 79.88 | Buena |
| **RY7** | 0.59 | 59.67 | 86.50 | 2.43 | 0.84 | 4.81 | 15.46 | 0.20 | 129.57 | Excelente |
| **RY8** | 0.64 | 57.41 | 69.94 | 0.89 | 0.13 | 5.47 | 19.37 | 0.00 | 104.16 | Muy buena |
| **RY9** | 0.69 | 53.68 | 73.34 | 3.37 | 0.51 | 5.42 | 25.03 | 0.77 | 100.38 | Muy buena |

## 8. Discusión

Los parámetros fisicoquímicos considerados demostraron que, si bien, tienen relevancia en la composición biológica de los MIA, no fueron factores determinantes en la evaluación del estado de conservación de los SM; así mismo, se observó que de acuerdo a los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua, el criterio establecido para $PO_4T$ se sobrepasó solo en dos de 37 datos, mientras valores de OD se encontraron por debajo del criterio en seis de 37 datos, por lo que no fueron de utilidad al momento de establecer las condiciones de referencia requeridas.

Así mismo, se observa una tendencia de comportamiento para los parámetros de T, CE, DT y $SO_4$ donde los valores más bajos de dichos parámetros se observaron en la parte alta de las cuencas, mientras que los valores más bajos se observan en la parte baja, sin embargo, es un comportamiento esperado de acuerdo al funcionamiento natural de la cuenca y transporte de sedimentos (Vannote, 1980; Izurieta et al., 2020; Rodríguez-Olarte et al., 2020).

De acuerdo con Pérez-Munguía y Ponce-Saavedra (2020), en México, la evaluación de la calidad del agua superficial se basa esencialmente en $DBO_5$, DQO y SST (con sus correlaciones con otros parámetros). No se tiene normalizado el uso de metodologías biológicas, además de las pruebas bacteriológicas. Vera-Sánchez y Pinilla-Agudelo (2020) demostraron en su estudio que, parámetros como $NO_3$, CE, OD y T ayudan a explicar cierto grado de estrés ambiental, mientras que Niño de Guzmán (2018) y Niño de Guzmán y Vásquez-Ramos (2022) menciona en su estudio que los parámetros Fe y OD son las variables de mayor importancia; sin embargo, estos no son definitorios (siempre y cuando no sean valores extremos y/o atípicos) en la respuesta de los MIA.

Al igual que el presente trabajo, Niño (2018), Vera-Sánchez y Pinilla-Agudelo (2020) y Niño de Guzmán y Vásquez-Ramos (2022) presentan un índice multimétrico de MIA que se basa únicamente en métricas biológicas. Esta condición es mencionada por diferentes autores (Barbour et al., 1999; Pérez-Munguía y Pineda-López, 2005; Pérez-Munguía et al., 2014; Fierro et al., 2018), que sostienen que análisis fisicoquímicos son complementarios, cuyos resultados indican una respuesta puntual y concreta (Tisnado et al., 2020).

La integración de información en el presente estudio permitió registrar un total de 120 taxones, cifra que amplia de manera considerable la riqueza general previamente reportada por Alonso-EguíaLis et al., (2014) e Izurieta et al., (2020) para los ríos Cuautla y Yautepec, así mismo, se comparten 59 de 66 taxones de MIA reportados por Ruiz-Picos et al., (2016) en los ríos Apatlaco y Chalma-

Tembembe. Sin embargo, de acuerdo al resultado del estimador de la riqueza Chao 1 (S= 136 u 87.9% de lo observado), aún faltan taxones por colectar, por lo que se debe mejorar el esfuerzo de muestreo y agregar SM, sobre todo en la cuenca RA y en ríos de bajo orden hidrológico.

Este trabajo aporta un nuevo reporte para el género *Xiphocentron sp.* (Xiphocentronidae: Trichoptera) en el estado de Morelos. De acuerdo con Bueno-Soria (2010) dicho género está reportado para los estados de Chiapas, Estado de México, Nuevo León, Oaxaca, San Luís Potosí, Tabasco y Veracruz. Es importante resaltar que *Xiphocentron sp* presentó una densidad muy baja y se encontró únicamente en sitios con calidad de agua muy buena y/o excelente, o bien, en SM con integridad biótica “excelente”.

Las familias Corbiculidae y Thiaridae ya han sido previamente reportadas como invasoras en México (Amador-del Ángel et al., 2014; Tinajero et al., 2018); para el caso particular de Thiaridae, Cruz-Ascencio et al., (2003) menciona que fue introducido desde la década de los 60´s, pero se ha distribuido de manera exitosa por todo México y gran parte del continente; con relación a la familia Corbiculidae, Zamora-Marín et al., (2018) menciona que fue introducida en América desde 1924 y se ha distribuido por todo el continente, por lo que a ambas familias son consideradas como cosmopolitas oportunistas, e invasoras. Ambas familias presentan una rápida explotación de ambientes, una amplia reproducción al ser organismos hermafroditas y en particular Thiaridae es partenogenético, por lo que un solo individuo puede generar una nueva colonia (Quintana et al., 2001) y he ahí su importancia de considerar su densidad relativa dentro de las métricas que restan valor a la integridad biótica.

De acuerdo a CONABIO (2020), la presencia de una especie exótica en el ecosistema causa impactos derivados de la ausencia de medidas de control que las especies tienen de manera natural en los sitios de dónde son nativas, por ejemplo ausencia de depredadores potenciales, y así mismo, su comportamiento y características biológicas (tasa de crecimiento, reproducción, entre otras) lo que las vuelve más eficientes en el uso de los recursos comparadas con las especies nativas, por lo que puede aumentar de manera desmedida la competencia con especies nativas y puede ocasionar un desplazamiento o extinción de especies más vulnerables.

Labaut (2021) y Labaut et al., (2021) mencionan que, a pesar de los impactos directos e indirectos conocidos de estos taxones introducidos en los ecosistemas de agua dulce, se han realizado pocos estudios sobre su efecto en la composición, diversidad y estructura del ensamble de MIA, y en sus resultados reportan no

encontrar una relación significativa entre la invasión de Corbiculidae con la riqueza, diversidad y densidad total de MIA. Sin embargo, muestran que, en sitios invadidos, hay mayor aporte de nutrientes, que influye en la estructura del ensamblaje como consecuencia de un incremento en la producción primaria, por lo que sus efectos pueden estar enmascarados por características intrínsecas en los SM, como la competencia por nutrientes en condiciones de limitación de recursos.

Una característica del uso de índices de integridad biótica es que permiten identificar e integrar la perturbación asociada a estresores ambientales que miden la respuesta del funcionamiento natural del ecosistema (Rodríguez-Olarte et al., 2020), tal como se observó en los resultados al aplicar el IIBAB en los SM 13 y 14, que al analizarlos únicamente con el IBF se clasificaban con calidad de agua muy buena y excelente, respectivamente, mientras que, al analizar las diferentes métricas integradas en el IIBAB en estos SM disminuye su calidad e integridad biótica.

La evaluación integrada del estado de salud de los cuerpos de agua, requiere, además de estudios multidisciplinarios, desarrollar herramientas prácticas y rentables de fácil interpretación para la toma de decisiones, pero sin dejar de lado la validez científica (Barbour et al., 1999; Bonada et al., 2006; Rodríguez-Olarte et al., 2020). Por lo que resulta importante el establecimiento de sitios de referencia o condiciones de referencia.

Un sitio de referencia es aquel que presenta condiciones muy poco perturbadas o lo más similar posible a condiciones prístinas en las que se pueden observar interacciones ecológicas esperadas en un ecosistema sano, y a su vez, puede servir de modelo para la planificación de un proyecto de restauración ecológica y su evaluación (González-Ovando et al., 2016; Rodríguez-Olarte et al., 2020), siendo punto clave de conservación prioritaria (González-Ovando et al., 2016). En el presente estudio, se seleccionaron las condiciones de referencia con base en la aplicación de tres índices de valuación ambiental (IBR, IVP y el IBF), que mostraron una buena discriminación entre sitios perturbados y no perturbados.

El estudio de la vegetación ribereña resulta importante desde el punto de vista del biomonitoreo de los ríos, ya que aporta información directa sobre impactos de diferente índole dentro de una cuenca (Mendoza-Cariño et al., 2014) así como criterios técnicos que impulsen actividades de manejo y conservación para minimizar posibles impactos negativos en este tipo de vegetación (Escalona-Domenech et al., 2021). La aplicación del IBR mostró que tanto la cuenca RC como la del RY presentan cierto grado de presión sobre la vegetación ribereña, sobre todo en la parte media de la cuenca, asociado a que esta región se encuentra muy cerca de asentamientos humanos y a suelos de uso agrícola (INEGI, 2017), por lo que se

muestran parches de fragmentación y deforestación en ciertas regiones, o bien una intensa presión por el cambio de uso de suelo.

Ávalos y Palerm (2001) mencionan que el pastoreo no controlado o semiregulado de ganado en la ribera del río ha ocasionado de manera gradual la disminución de la cubierta arbórea de la vegetación riparia, entre otras actividades que resultan en la fragmentación de las galerías ribereñas y/o cambios en la estructura vegetal. En general, la información que aporta el IBR es significativa, ya que, la vegetación ribereña, provee al cauce cobertura vegetal y por ende regulación de entrada de luz solar, aporte de materia alóctona, y estabilidad del cauce por retención de sedimento (Munné y Prat, 2009).

El mismo patrón se observa con relación al IVP, donde la mayor perturbación se observa en cuenca media, pero debido principalmente a los asentamientos humanos que se encuentran en la región, así como descarga de aguas residuales de uso doméstico (que muchas veces va sin tratamiento previo al cauce del río), así mismo, existe una fuerte presión dada por la actividad industrial.

Ávalos y Palerm (2001) mencionan que la perturbación en la cuenca del RC va en aumento debido al crecimiento de los asentamientos humanos en las zonas aledañas que a su vez tiran sus desechos en la zona de la ribera del río donde se observan tiraderos de basura clandestinos que contienen gran cantidad de materiales que van desde los desechos de comida, papel, plásticos, animales, vidrio, entre otros, por lo que resulta alarmante, aún más cuando Escalona-Domenech et al, (2021) menciona que la mayor parte de zonas asociadas a la ribera de un río han sido gravemente degradadas por actividades humanas, tal es el caso los diferentes tipos de perturbación que evalúa el IVP (doméstica o urbana, agrícola y minera), así como extracción desmedida de agua, regulación del flujo y pastoreo, entre otros.

Con relación a la calidad del agua, el IBF muestra las mejores condiciones en general, en la parte alta de las cuencas, así como en la parte baja (o en aquellos SM cercanos a manantiales, y relativamente lejanos a asentamientos humanos). Alonso-EguíaLis et al., (2015) e Izurieta et al., (2020) realizan su análisis correspondiente a esos años y muestran que la calidad del agua en el río Yautepec va desde “muy pobre” hasta “excelente, mientras que para la cuenca del río Cuautla se observa calidad desde regular a pobre y muy buena.

En el presente estudio, al realizar el análisis integrado, de acuerdo al IBF, en general, va desde excelente a pobre, sin embargo, esta se ha mantenido a lo largo de los años, o bien, el sistema ha podido amortiguar de manera aceptable el impacto

antrópico que se ejerce sobre las cuencas, lo que puede explicarse por una buena capacidad de resiliencia en el sistema debido a la gran cantidad de manantiales que se encuentran a lo largo de la red hidrográfica (INEGI, 2010).

Sin embargo, se observó al momento de realizar los CAP, que sitios categorizados con cierta calidad de agua se mostraban más cercanos a sitios de otra calidad, por ejemplo, se observó que el SM RA2 con calidad de agua “muy buena” asociado a calidad “excelente” mientras que el SM RC10 con calidad “muy buena”, lo asocia a calidad “buena” , y los SM RY9 (calidad regular), RC12 y RY7 (calidad buena) los asocia con aquellos sitios de mejor calidad, y este puede deberse a la condición de valor del índice obtenido mediante la densidad de los organismos y su valor de tolerancia, ya que un cambio de 0.01 en la calificación final del IBF puede ocasionar un cambio en la categoría de calidad de agua que se obtiene (Hilsenhoff, 1998).

En general, se observó una mejor agrupación y mayor porcentaje de explicación en los CAP realizados a nivel taxonómico de familia que en los CAP a nivel taxonómico de género, por lo que el IIBAB presenta una buena sensibilidad a cambios de integridad biótica identificando los MIA a nivel de familia, lo que suponen una ventaja en tiempo y esfuerzo al momento de su aplicación (Niño, 2018; Vera-Sánchez y Pinilla-Agudelo, 2020; Tobias-Loaiza y Guzmán-Soto, 2023)

Finalmente, en la integración del índice, no se incluyeron parámetros fisicoquímicos medidos debido al bajo aporte de explicación que brindaron en este caso de estudio, a su vez, valores obtenidos en las concentraciones de casi todos los parámetros considerados se encuentran dentro de lo aceptado ante los criterios establecidos (DOF, 1989). Así mismo, se observó que los MIA no respondieron de manera significativa a los cambios mostrados por dichos parámetros, por lo que se piensa que, los MIA responden más a otro tipo de factores ambientales tales como las afectaciones en la vegetación ribereña y cambios de uso de suelo y cambios en el sustrato (García et al., 2022 y Zambrano-Navarrete 2022).

Chuez et. al., (2021) observan diferencias significativas en el ensamble de MIA asociados a usos de suelo agrícola, minería y pastizal, dato que respalda lo observado en los análisis de coordenadas principales realizados con diferentes factores de agrupación (clima, cuenca, sección de cuenca, uso de suelo y vegetación).

Tal como lo establecen diversos autores (Barbour et al., 1999; y Karr y Chu, 1999; Piñón, 2017; Sánchez, 2017; Ruíz-Picos et al., 2017; Niño, 2018; Vera-Sánchez y Pinilla-Agudelo, 2020), el uso de métricas biológicas permite su utilización como atributos medibles para analizar el estado del ensamble y su respuesta a la

perturbación ambiental, ya que pueden cambiar de manera predecible con el aumento de la perturbación u otros estresores ambientales.

En el presente trabajo se incluyeron algunas métricas de MIA establecidas por Barbour et al., (1999) y Vera-Sánchez y Pinilla-Agudelo (2020) tales como como EHB' que va de la mano con los índices de diversidad; métricas de grupos tolerantes e intolerantes a la contaminación cómo %Ch, %EPTO (con una modificación propia, al agregar a Gomphidae del orden Odonata como grupo sensible por ser susceptibles a la contaminación del sustrato arena y por la baja riqueza y densidad de Plecoptera), %E, GFA como %CR, %F y %Fr y por último, de acuerdo a las recomendaciones en Barbour et al., (1999) se agrega un índice de calidad de agua como es el IBF (Hilsenhoff, 1988) que se basa en valores de sensibilidad de diferentes MIA ante casos de contaminación orgánica.

Por otro lado, en el IIBAB se agregó, una métrica compuesta por la densidad relativa de las familias Corbiculidae y Thiaridae al ser familias invasoras, esto debido al impacto ecológico que involucra dentro de un sistema normalmente sano o estable. Con la finalidad de no pasar desapercibido el impacto que ocasionan los taxones invasores, la métrica %TC se incluyó como una métrica que resta valor a la integridad biótica del sistema.

Otra de las condiciones que proponen en la elaboración de un IIB, es trabajar con valores dados por los percentiles 75 y 25 para el establecimiento de condiciones óptimas o de referencia (Vera-Sánchez y Pinilla-Agudelo, 2020), sin embargo, Barbour et al., (1999) menciona que al trabajar las métricas biológicas como porcentajes y utilizar los percentiles 95 y 5 produce un índice mucho más sensible. En el presente estudio, se utilizaron los percentiles 25 y 75, ya que al realizarlo con percentiles más estrictos como los indicados por Barbour et al (1999) no se obtenían sitios con condiciones de integridad biótica excelente ni muy buena y por lo tanto no permitía establecer condiciones de referencia.

Por otro lado, el presente IIBAB puede ser aplicado a otras regiones adyacentes a las cuencas del río Amatzinac, Cuautla y Yautepec tales como a los ríos Apatlaco y Chalma-Tembembe, ya que se comparte cerca del 90% de la composición de las familias de MIA así como condiciones ambientales (Ruíz-Picos et al., 2016; Ruíz-Picos et al., 2017) y como todos estos ríos desembocan en la subcuenca del alto Amacuzac, el IBI también puede ser aplicable para esa región, por lo que cumple con los criterios de implementación y aplicación a gran escala como herramienta de biomonitoreo (Pérez-Munguía y Pineda-López , 2005; Bonada et al., 2006; Pineda-López et al., 2014 ). Esto se refuerza partiendo de la homogeneidad que

existe entre las regiones antes mencionadas al formar parte de una misma ecorregión, que en este caso es la ecorregión 169, detallada por Abell et al., (2019).

## 9. Conclusiones

Se observó que los parámetros fisicoquímicos no fueron determinantes en la composición de la estructura del ensamble en la zona de estudio al analizar la integridad biótica, sin embargo, son un buen complemento que ayuda a comprender mejor el funcionamiento del sistema.

Se identificó un total de 120 taxones clasificados en 14 clases, 26 órdenes, 83 familias y 53 géneros por lo que el listado taxonómico presentado es un buen marco de referencia de la fauna de MIA presentes en el estado de Morelos gracias periodo multianual trabajado.

El IIBAB mostró alta sensibilidad al trabajar con los macroinvertebrados a nivel taxonómico de familia, lo que resulta en una ventaja de tiempo y trabajo al momento realizar la identificación taxonómica.

Los valores de diversidad y equitatividad de Brillouin más altos se encontraron en la parte alta y baja de la zona de estudio, coincidentemente en los sitios de monitoreo con mejores condiciones ambientales.

Se recomienda prestar mayor atención a los grupos invasores o introducidos ya que pueden generar alto impacto ambiental.

El establecimiento de sitios de referencia al comparar resultados de diferentes índices de perturbación ambiental (IVP e IBR), análisis de calidad del agua con un método biológico (IBF) y el cálculo de eficiencia discriminativa permite separar de manera eficiente sitios impactados de los no impactados.

El Índice de Integridad Biótica con Macroinvertebrados acuáticos en ríos del Alto Balsas (IIBAB) se fundamentó en ocho métricas que discriminan de manera efectiva sitios perturbados de sitios no perturbados. Es un método estricto y confiable para evaluar la integridad biótica de la zona de estudio y puede ser aplicable a regiones adyacentes de la zona de estudio, sin embargo, aún falta realizar la validación del índice aplicando la metodología propuesta en otros sitios de monitoreo de la región y verificar que los rangos de las métricas del IIBAB se cumplan, de acuerdo a la integridad del sistema.

## 10. Referencias

Abell, R., Thieme, M. L., Revenga, C., Bryer, M., Kottelat, M., Bogutskaya, N, Coad, B., Mandrak, M., Contreras, S., Bussing, W., Stiassny, M., Skelton, P., Allen, G., Unmack, U., Naseka, A., Rebeca, N., Sindorf, N., Robertson, J., Armijo, E., Higgins, J., Heibel, T., Wikramanayake, E., Olson, D., López, H., Reis, R., Lundberg, L., J., Sabaj, M. y Paulo, P. (2019). Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience,* 58(5), 403-414.

Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., y Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, 28(1), 035-64.

Allan, J. (1995). Stream ecology. Structure and function of running waters. Chapman y Hall. London. 388 pp.

Allan, J. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. Annu. Rev. Ecology, Evolution and Systematic: 35, 257-284.

Alonso-EguíaLis, P., Izurieta, D. J., Mijangos, C. M., González, V. R. (2015). Indicadores de integridad ecológica y salud ambiental para las cuencas de los ríos Yautepec y Cuautla, Morelos. Informe final. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos.

Alonso-EguíaLis, P., Pineda-López, R. y R. Pérez-Munguía. (2014). México (pp. 293-344). In: Alonso-EguíaLis, P., Mora, J. M., Campbell, B. y M. Springer (Eds). Diversidad, conservación y uso de los macroinvertebrados dulceacuícolas de México, Centroamérica, Colombia, Cuba y Puerto Rico. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México.

Amador-del Ángel, L. E., Wakida-Kusunoki, A. T., Low, P., Feng, A., Quijón, P., y Peters, E. (2014). Especies acuáticas exóticas e invasoras del estado de Tabasco, México. Eds) Especies Invasoras Acuáticas de México: Casos de Estudio. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, University of Prince Edward Island, México, 177-198.

Álvarez, F., Armendáriz, G., Jiménez, B., Millán, L., Ojeda, J. C., y Villalobos, J. L. (2019). Conservación de dos ríos en Los Tuxtlas, Veracruz: la aplicación de índices de integridad biótica. Antropización: primer análisis integral, ibunam-conacyt, 221-242.

Avilez-Avila, F. C. (2019). Análisis espacio-temporal del ensamble de Ephemeroptera de la cuenca del Río Sonora y cuencas adyacentes. Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca, Morelos.

Bailey, R. C., Linke, S., y Yates, A. G. (2014). Bioassessment of freshwater ecosystems using the Reference Condition Approach: comparing established and new methods with common data sets. *Freshwater Science*, 33(4), 1204-1211.

Barbour, M., Gerritsen, J., Snyder B. y Stribling, J. (1999) Rapid bioassessment protocols for use in stream and wedable rivers: Peryphyton, benthic macroinvertebrates, and fish. EPA 841-B-99-002. U. S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Whashington, D. C. (United States of America).

Barbour, M., Stribling, J. B. y Verdonschot, P. F. (2006). The multihabitat approach of USEPA's rapid bioassessment protocols: benthic macroinvertebrates. *Limnetica,* 25 (3), 839-850.

Barrios, M. C., Rodríguez-Olarte, D. y Silva, E. G. (2015). Índice de integridad de los ecosistemas fluviales con base a las comunidades de insectos acuáticos en el río Misoa de la cuenca del lago de Maracaibo, Venezuela*. Entomotropica*, 30, 69-83.

Bello-González O. (2020). "Análisis de deformidades en el mentón de larvas de quironómidos (Díptera, Chironomidae) en una cuenca rica en metales". Tesis maestría. Universidad Autónoma del Estado de Morelos, México. 102 pp

Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., y Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annu. Rev. Entomol.,* 51, 495-523.

Bonada, N., Rieradevall, M., y Prat, N. (2007). Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia,* 589(1), 91-106.

Carvacho, C. A. (2012). Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca del Limari en Chile. Tesis de maestría. Universidad de Barcelona, España.

Castro, M. I. y Donato, J. (2008). Capítulo 1: Aspectos generales sobre la ecología de ríos. En Donato, J. (Ed). *Ecología de un río de montaña de los andes colombianos (río Tota, Boyacá).* Bogotá, Colombia. Pp 15-26.

Cerain-Salsamendi, A. L., Oscoz, A. A., Royo, A. G. G., y Armental, A. V. (2022). *Toxicología.* Ecoe Ediciones.

Chuez, N. M. G., Zambrano, J. P. U., y Cañarte, C. A. N. (2021). Estructura de macroinvertebrados acuáticos y su relación con usos de suelo en la cuenca alta del río Quevedo. Ingeniería e Innovación, 9(2).

DOF (1989). Diario oficial de la federación: Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89.

CONABIO (2008). Climas: Catálogo de metadatos geográficos. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México.

CONABIO. 2020. Sistema de Información sobre especies Invasoras https://www.biodiversidad.gob.mx/especies/Invasoras. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Cd de México. México. Revisado en línea (23-06-2023) URL: https://www.biodiversidad.gob.mx/especies/Invasoras/impactos

CONAGUA (2013). Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Cuautla-Yautepec (1702), estado de Morelos.

Código reglamentario para el municipio de Puebla (2014).

Cruz-Ascencio, M., Florido, R., Contreras-Arquieta, A., y Sánchez, A. J. (2003). Registro del caracol exótico Thiara (*Melanoides tuberculata*) (MÜLLER, 1774) (Gastropoda: Thiaridae) en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla. Universidad y Ciencia, 19(38), 101-103.

Cruz-Cárdenas, G., Sosa, L. F. G., Gallardo, C. E., Estrada, R. M., García, J. T. S., Magallon, R. F., y Tinoco, M. A. C. (2022). Evaluación de la calidad del agua en un río subtropical y tributarios utilizando índices fisicoquímicos y macroinvertebrados acuáticos. Hidrobiológica, 32(1).

Daniel, W. (2002). Bioestadística: Bases para el análisis de las ciencias de la salud. Limusa–Wiley. México DF, México.

Deliberalli, W., Cansian, R. L., Pereira, A. A., Loureiro, R. C., Hepp, L. U., y Restello, R. M. (2018). The effects of heavy metals on the incidence of morphological deformities in Chironomidae (Diptera). Zoologia (Curitiba), 35.

Doledec, S., y Statzner, B. (2010). Responses of freshwater biota to human disturbances: contribution of J-NABS to developments in ecological integrity assessments. Journal of the North American Benthological Society, 29(1), 286-311.

Dominguez, E. y Fernandez, H. (2009). Macroinvertebrados acuáticos de Sudamérica. *Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán. 656 p.

Escalona-Domenech, R. Y., Infante-Mata, D., García-Alfaro, J. R., Ramírez-Marcial, N., Ortiz-Arrona, C. I., y Barba-Macías, E. (2021). Calidad de las riberas en tres tipos de cobertura vegetal en un río de la sierra Madre de Chiapas, México. Revista mexicana de biodiversidad, 92 p.

Feio, M. J., Hughes, R. M., Callisto, M., Nichols, S. J., Odume, O. N., Quintella, B. R., y Yates, A. G. (2021). The biological assessment and rehabilitation of the world's rivers: An overview. Water, 13(3), 371.

Fernández, R. (2009). Aplicación del índice QBR para evaluación del impacto ambiental de la nueva traza del canal Yerba Buena. Provincia de Tucumán. República Argentina.

Fierro, P., Arismendi, I., Hughes, R. M., Valdovinos, C., y Jara-Flores, A. (2018). A benthic macroinvertebrate multimetric index for Chilean Mediterranean streams. Ecological Indicators, 91, 13-23.

Galindo, E. N. (2021). Estrategias de organización frente a la escasez de agua para riego, Temoac, Morelos. Tla-melaua: revista de ciencias sociales, 14(49), 3.

García E. (1988). "Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen", Indianápolis 30.D.F. México.

García, Y. JD, Cabrera, B. J.T. y Morales, E. M. F. (2022). Identificación del impacto ocasionado por la actividad agrícola en las fuentes hídricas. Revisión bibliográfica. En: *CEI Boletín informativo* Vol. 9 No. 1-2022.

González del Tánago, M., y García de Jalón, D. (2006). Propuesta de caracterización jerárquica de los ríos españoles para su clasificación según la Directiva Marco de la Unión Europea. *Limnetica,* 25(3), 693-712.

González-Ovando, MM. L, Plascencia-Escalante, F. O y Martínez-Trinidad, T. (2016). Áreas prioritarias para restauración ecológica y sitios de referencia en la región Chignahuapan-Zacatlán. *Madera y bosques,* 22(2), 41-52. https://doi.org/10.21829/myb.2016.2221323

Gutiérrez-Fonseca, P. E., y Ramírez, A. (2016). Evaluación de la calidad ecológica de los ríos en Puerto Rico: principales amenazas y herramientas de evaluación. *Hidrobiológica*, 26(3), 433-441.

Hanson, P., Springer, M., y Ramírez, A. (2010). Capítulo 1: Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Revista de Biología Tropical,* 58, 3-37.

Henne, L. J., Schneider D. W. y Martínez L. M. (2002). Rapid Assessment of Organic Pollution in a West-Central Mexican River Using a Family-Level Biotic Index. Journal of Environmental Planning and Management, vol. 45, pp. 613–632.

Hilsenhoff, W. L. (1988). Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American benthological society*, 7(1), 65-68.

Hoyos, P. N. (2019). Calidad del agua en función a los macroinvertebrados bentónicos y parámetros fisicoquímicos en el río Muyoc Grande, Miguel Iglesias, Celendín. Tesis de licenciatura. Bogotá, Colombia.

INEGI (2010). Red hidrográfica. Escala 1:50 000. Edición 2.0. Subcuenca hidrográfica RH18Fb R. Cuautla. Cuenca R. Grande de Amacuzac. RH Balsas.

INEGI (2017). Uso de suelo y vegetación: Conjunto de datos vectoriales de la carta de Uso del suelo y vegetación. Escala 1:250 000. Serie VI. Conjunto Nacional.

Izurieta, D. J., Ramírez-Salinas, N., Pica-Granados, Y., Alonso-EguíaLis, P., Mijangos, C. M., Sánchez, G. M., Sánchez, Z. M., Montellano, P. L. (2020). Evaluación de la calidad y cantidad de agua del río Cuautla, Morelos, sus afluentes y descargas de aguas residuales. CONAGUA-2016-01-274150. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos.

Karr, J. R. y Chu, E. W. (1997) Biological monitoring and assessment: using multimetric indexes effectivively. EPA 235-R97-001. University of Washington, Seattle.

Karr, J. R. y Chu, E. W. (1999). Restoring life in running waters: better biological monitoring. Island Press.

Kerans, B. L., y Karr, J. R. (1994). A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological applications*, 4(4), 768-785.

Labaut, Y. (2021). Proceso de invasión de *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) en la Patagonia argentina (Tesis de doctorado, Universidad Nacional de La Plata).

Labaut, Y., Macchi, PA, Archuby, FM y Darrigran, G. (2021). Homogeneización de ensamblajes de macroinvertebrados e invasión de almeja asiática Corbicula fluminea en un río de la Meseta Árida Patagónica, Argentina. Fronteras en Ciencias Ambientales, 441.

Lyons, J., Navarro-Pérez, S., Cochran, P. A., Santana, E. C., y Guzmán-Arroyo, M. (1995). Index of Biotic Integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central Mexico. *Conservation Biology* 9(3): 569-584.

López-Hernández, M., Ramos-Espinosa y Carranza-Fraser (2007). MultimetricAnalyses for Assessing Pollution in the Lerma River and Chapala Lake, México. Hidrobiología, vol. 17, supplement 1, pp. 17–30.

Mathuriau, C., Silva, N. M., Lyons, J., y Ribera, L. M. M. (2012). Fish and macroinvertebrates as freshwater ecosystem bioindicators in Mexico: current state and perspectives. Water Resources in Mexico, 251-261.

McCafferty, W. P. (2011). New Mexican and Central American Ephemeroptera records, with first species checklists for Mexican states. *Transactions of the American Entomological Society*, 317-327.

Mendoza-Cariño, M., Quevedo-Nolasco, A., Bravo-Vinaja, A., Flores-Magdaleno, H., de la Isla-de Bauer, M. L., Gavi-Reyes, F. et al., (2014). Estado ecológico de ríos y vegetación ribereña en el contexto de la nueva ley general de aguas de México. Revista Internacional de Contaminación Ambiental, 30, 407-414.

Merritt, R. W., K. W. Cummins, y Berg, M. B. (2008). An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall Hunt.

Monge-Nájera, J. (2015). ¿Existen realmente los ensambles y ensamblajes ecológicos? *Revista de Biología Tropical*, 63 (3), 575-577.

Moreno, C.E. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. M*&T–Manuales y Tesis SEA*, vol. 1. Zaragoza, España.

Moya, N., Domínguez, E., Goitia, E. y Oberdorff, T. (2011). Desarrollo de un índice multimétrico basado en macroinvertebrados acuáticos para evaluar la integridad biológica en ríos de los valles interandinos de Bolivia. *Ecología Austral* 21:135-147. Asociación Argentina de Ecología.

Moya, N., Tomanova, S., Yoberdorff, T. (2007). Initial development of a multi-metric index based on aquatic macroinvertebrates to assess streams condition in the Upper Isiboro-Sécure Basin, Bolivian Amazon. Hydrobiologia, 589(1), 107-116.

Munné, A. y Prat, N. (2009). Use of macroinbertebrate bases multimetric index for water quality evaluation in Spanish Mediterranean rivers an intercalibration approach with the IBMWP index. *Hydrobiologia,* 628, 203-225.

Niño de Guzmán, M. (2018). Desarrollo de un índice multimétrico para evaluar la calidad ecológica del agua, diseñado y propuesto para el río Guayuriba, Meta, Colombia. Tesis de maestría. Universidad de los Llanos, Villavicencio, Colombia.

Niño de Guzmán, M. y Vásquez-Ramos, J. M. (2022). Construcción de un índice integral basado en macroinvertebrados para determinar la calidad del agua con influencia agroindustrial. Scientia Agropecuaria, 13(2), 117-123.

NOM-001-SEMARNAT-2021 Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores de la nación.

NORMA Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021, Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua.

Novelo-Gutiérrez, R. (1997a). Clave para la separación de familias y géneros de las náyades de Odonata de México, parte I Zygoptera. Dugesiana 4: 1-10.

Novelo-Gutiérrez, R. (1997b). Clave para la identificación de familias y géneros de las náyades de Odonata de México. Parte II. Anisoptera. Dugesiana 4: 31-41.

Pérez-Munguía, R.M. y Pineda-López, R. (2005). Diseño de un índice de integridad biótica para ríos y arroyos del centro de México, usando las asociaciones de macroinvertebrados. Entomología Mexicana 4: 241-245.

Pérez-Munguía, R. M., Pineda-López, R. y Nava, M. M. (2007). Integridad biótica de ambientes acuáticos. Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México, 71.

Pineda-López, R., Pérez-Munguía, R. M., Mathuriau, C., Bernal, T. y Barba-Macías, E. (2014) Protocolo de análisis de macroinvertebrados en la nmx-aa159-scfi-2021. Evaluación del régimen de Caudal ecológico y propuesta de reserva de agua en una cuenca piloto del programa Nacional de Reservas

Potenciales de Agua en México. Informe técnico. Programa Nacional de Reservas potenciales de agua como medida de gestión.

Piñón, F. M. A. (2017). Análisis espacio temporal de la integridad biótica en el lago de Pátzcuaro con base en atributos de las comunidades de peces y macroinvertebrados acuáticos. Tesis de maestría. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Michoacán.

Prat, N., B. Ríos, R. Acosta y M. Rieradevall. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas, p. 631-654. En E. Domínguez & HR Fernández (eds.). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.

QGIS Equipo de Desarrollo (2009). Sistema de Información Geográfica QGIS. Proyecto de Fundación Geoespacial de código abierto.

Quintana, M. G., Peso, J. G., y Perez, D. C. (2001). Alteración del régimen fluvial y reemplazo de especies de Thiaridae en el embalse de Yacyretá (Argentina-Paraguay). Journal of Medical and Applied Malacology, 11, 107-112.

Ramírez, A. (2010). Capítulo 2: Métodos de recolección. *Revista de Biología Tropical,* 58, 41-50.

Ramírez-Herrejón, J. P., Mercado-Silva, N., Medina-Nava, M. y Domínguez-Domínguez, O. (2012). Validación de dos índices de integridad biótica (IBI) en la cuenca del río Angulo en el centro de México. *Revista de Biología Tropical,* Vol. 60 (4): 1669-1685.

Rodríguez-Olarte, D., Barrios, M., Caputo, L., Fierro, P., Jiménez-Prado, P., Navarro, E., Macchi, P. J. I., Montoya, J. V., Pantoja, A., Pompeo, M., Ríos-Touma, B., Teixeira de Mello, F., Tobón, F., Torremorell, A., Villalba, A., Villamarín, C. (2020). *Criterios para la evaluación de estresores y parámetros en la estimación del estado ecológico de ríos en Suramérica. Serie Publicaciones Especiales.* Museo de Ciencias Naturales. Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado (UCLA). Barquisimeto. Lara, Venezuela. 68p.

Rosas, I., M. Mazari, J. Saavedra and A.P. Báez (1985). Benthic Organisms as Indicators of Water Quality in Lake Pátzcuaro. En *Water, Air, and Soil Pollution,* vol. 25, no. 4, pp. 401–414 pp.

Rosenberg, DM, RS King y VH Resh. 2008. Uso de insectos acuáticos en biomonitoreo, p. 123-137. En RW Merritt, MB Berg y KW Cummins (eds.).

Una introducción a los insectos acuáticos de América del Norte. Kendall/Hunt, Dubuque, EEUU.

Rosgen, D. (1996). Applied River Morphology. Wildland Hydrology, Pagosa Springs, Colorado, USA.

Ruiz-Picos, R. A., Sedeño-Díaz, J. E., y López-López, E. (2016). Ensambles de macroinvertebrados acuáticos relacionados con diversos usos del suelo en los ríos Apatlaco y Chalma-Tembembe (cuenca del Río Balsas), México. *Hidrobiológica*, 26(3), 443-458.

Ruiz-Picos, R. A., Sedeño-Díaz, J. E., y López-López, E. (2017). Calibrating and validating the biomonitoring working party (BMWP) index for the bioassessment of water quality in Neotropical streams. *Water Quality*, 39.

Sánchez, A. D. (2017). Desarrollo de un índice multimétrico con base en las comunidades de macroinvertebrados para la evaluación del estado ecológico de los ríos del departamento de Bocaya, Colombia. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.

Santiago-Fragoso, S., & Sandoval-Manrique, J. C. (2001). Coleópteros acuáticos y su relación con la dinámica fisicoquímica del río Cuautla (tramo Tetelcingo-Anenecuilco), Morelos, México. Hidrobiológica, 11(1), 19-29.

Secretaría de Desarrollo Sustentable. (2021). Zona Sujeta a Conservación Ecológica Los Sabinos-Santa Rosa- San Cristóbal. Secretaria de Desarrollo Susutentable Morelos. https://sustentable.morelos.gob.mx/anp/s-sr-sc.

Segnini, S. (2003). El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua con corriente. *Ecotrópicos* 16 (2): 45-63.

Sibaja Araya, F. (2020). Evaluación del género *Camelobaetidius* Demoulin, 1966 (Ephemeroptera: Baetidae) como indicador para el monitoreo de quebradas y ríos en Costa Rica. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.

Soria, J. B. (2010). Guía de identificación ilustrada de los géneros de larvas de insectos del orden Trichoptera de México. Universidad Nacional Autónoma de México.

Spring, Ú. O., y Breuer, A. (2020). Agenda 2030 y nexos entre seguridad de agua, energética y alimentaria: el caso de Huexca, Morelos. Veredas: Revista del Pensamiento Sociológico, (40), 61-61.

StatSoft, Inc. (2011). STATISTICA (data analysis software system), version 10. www.statsoft.com.

Strahler, A. N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. Transactions of the American Geophysical Union 38:913–920.

Suriano M. T., Fonseca-Gessner A, Roque F. O, Froehlich CG. (2011). Choice of macroinvertebrate metrics to evaluate stream conditions in Atlantic Forest, Brazil. *Environmental Monitoring Assessment* 175: 87-191.

Tinajero, R., Partida-Pérez, A., y Bermúdez-González, M. P. (2018). Primer registro del caracol viajero invasor *Melanoides tuberculata* (Gastropoda: Thiaridae) en San Luis Potosí, México. Hidrobiológica, 28(3), 349-351.

Tisnado, G. M., Tafur, C. M., Polo-Corro, J. L., y Revilla, M. H. (2020). Calidad del agua según los macroinvertebrados bentónicos y parámetros fisicoquímicos en la cuenca del río Huacamarcanga (La Libertad, Perú). *REBIOL*, 40(1), 85-98.

Tobias-Loaiza M, Guzmán-Soto C. (2023) Variación estructural de familias de macroinvertebrados acuáticos y su relación con la calidad del agua en quebradas asociadas con cultivos de café y ganadería vacuna en el sector de La Tagua, Sierra Nevada de Santa Marta. Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat. 46(178):206-216. doi: https://doi.org/10.18257/ raccefyn.1577

Vannote, R., G. Minshal, K. Cummins, J. Sedell y C. Cushing. (1980). The river continuum concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 130-137.

Vera-Sánchez, D. A. y Pinilla-Agudelo, G. (2020). Aproximación preliminar a un índice multimétrico de macroinvertebrados (IMARBO) para evaluar el estado ecológico de ríos de las cuencas alta y media del río Chicamocha en Boyacá, Colombia. *Gestión y Ambiente,* 23(1).

Voss, K. A., Pohlman, A., Viswanathan, S., Gibson, D., y Purohit, J. (2012). A study of the effect of physical and chemical stressors on biological integrity within the San Diego hydrologic region. *Environmental monitoring and assessment*, 184(3), 1603-1616.

Waltz R. D. y Burian S. K. (2008). Ephemeroptera. En: Merrit, R. W., K. W. Cummins, y Berg, M. B. (Eds). An *introduction to the aquatic insects of North America* (pp. 181-202). Kendall Hunt.

Weigel, B. M., y Dimick, J. J. (2011). Development, validation, and application of a macroinvertebrate-based Index of Biotic Integrity for nonwadeable rivers of

Wisconsin. *Journal of the North American Benthological Society*, 30(3), 665-679.

Weigel, B.M., Henne, L.J. y Martinez-Ribera, L.M. (2002). Macroinvertebrate-based index of biotic integrity for protection of streams in west-central Mexico. Journal of the North American Benthological Society 21(4): 686-700.

Wiersema, N. A., y McCafferty, W. P. (2000). Generic revision of the north and Central American Leptohyphidae (Ephemeroptera: Pannota). Transactions of the American Entomological Society, 337-372.

WWF (2020). Informe Planeta Vivo 2022. Hacia una sociedad con la naturaleza en positivo. Almond, R.E.A.; Grooten M.; Juffe Bignoli, D. y Petersen, T. (Eds). WWF, Gland, Suiza. URL: chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://wwfes.awsassets.panda.org/downloads/descarga_informe_planeta_vivo_2022.pdf

Zambrano-Navarrete, M. L. (2022). Variación en la composición de macroinvertebrados acuáticos en áreas con diferente grado de intervención por el uso del suelo en la cuenca alta del río Guayllabamba, Quito-Ecuador (Bachelor's thesis, Quito: UCE).

## 11. Anexos

Anexo 1. Índice de Calidad de Bosque de Ribera (IBR), adaptado de Sánchez (2017).

| **Índice IBR** | | | |
|---|---|---|---|
| **Sección** | **Categoría** | **Puntaje** | **Nombre del sitio de monitoreo** |
| **Grado de cubierta vegetal de la zona de ribera.** | >80 % | 25 | |
| | 51-80 % | 10 | |
| | 10-50 % | 5 | |
| | <10 % | 0 | |
| **Estructura de la cubierta** | Árboles > 75% | 25 | |
| | Árboles entre el 50 y 75 % o entre el 25 y 50% y el resto los arbustos superan el 25 % | 10 | |
| | Árboles inferiores al 50 % y el resto de la cubierta con arbustos entre 10 y 25 % | 5 | |
| | Sin árboles, y los arbustos por debajo del 10% | 0 | |
| **Calidad de la cubierta** | Todas las especies vegetales de ribera autóctonas | 25 | |
| | <25% de la cobertura con especies de introducidas o especies arbustivas secundarias (por efecto de sobrepastoreo) | 10 | |
| | 25-80% de la cobertura con especies introducidas o con arbustivas secundarias | 5 | |
| | >80% de especies introducidas o arbustivas secundarias | 0 | |
| **Grado de modificación del canal fluvial** | El río no está modificado | 25 | |
| | Modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal | 10 | |
| | Signos de alteración y estructuras rígidas intermitentes que modifican el canal del río | 5 | |
| | Río canalizado en la totalidad del tramo | 0 | |
| **Valor del índice (∑) =** | | | |
| NOTA: El resultado del índice para cada sitio de monitoreo es la suma total. Una puntuación 0-25 indica calidad pésima, 30-50 calidad mala, 55 – 70 calidad aceptable y 75-90 calidad buena y ≥95 excelente o sin alteraciones en estado natural. | | | |

Anexo 2. Índice de valoración por perturbación (IVP), adaptado de Sánchez (2017).

| **Índice IVP** | | | |
|---|---|---|---|
| **Tipo de perturbación** | **Categoría** | **Puntaje** | **Localidad** |
| **Doméstica o urbana** | Prístina | 5 | |
| | Poco alterada | 4 | |
| | Medianamente alterada | 3 | |
| | Muy alterada | 2 | |
| | Fuertemente alterada | 1 | |
| **Agrícola** | Prístina | 5 | |
| | Poco alterada | 4 | |
| | Medianamente alterada | 3 | |
| | Muy alterada | 2 | |
| | Fuertemente alterada | 1 | |
| **Minera** | Prístina | 5 | |
| | Poco alterada | 4 | |
| | Medianamente alterada | 3 | |
| | Muy alterada | 2 | |
| | Fuertemente alterada | 1 | |
| **Valor del índice (∑)=** | | | |
| NOTA: El resultado del índice para cada sitio de monitoreo es la suma total. Puntajes de 1-3 corresponde a sitios fuertemente perturbados, 4-6 sitios muy alterados, 7-9 sitios medianamente alterados, 10-12 poco alterados y 13-15 prístinos o sin perturbación aparente | | | |

Anexo 3. Porcentaje de lecturas de parámetros fisicoquímicos asociados a cada sitio de monitoreo.

| Tipo de dato | Parámetro | Cuenca | | |
|---|---|---|---|---|
| | | Amatzinac | Cuautla | Yautepec |
| | | % | % | % |
| CAMPO | Caudal | 100 | 54 | 0 |
| | Conductividad eléctrica | 100 | 100 | 100 |
| | ORP | 100 | 50 | 56 |
| | Oxígeno disuelto | 100 | 100 | 100 |
| | pH | 100 | 100 | 100 |
| | Salinidad | 100 | 25 | 25 |
| | Sólidos disueltos totales | 100 | 100 | 100 |
| | Temperatura | 100 | 100 | 100 |
| | Turbiedad | 100 | 59 | 0 |
| LABORATORIO | Alcalinidad total | 100 | 100 | 100 |
| | Cloruros totales | 100 | 100 | 100 |
| | Coliformes fecales | 75 | 54 | 83 |
| | Demanda bioquímica de oxígeno | 100 | 100 | 100 |
| | Demanda química de oxígeno | 75 | 54 | 78 |
| | Dureza total | 100 | 100 | 100 |
| | Fosfatos totales | 100 | 100 | 100 |
| | Fósforo inorgánico disuelto | 75 | 54 | 89 |
| | Fósforo orgánico | 75 | 54 | 78 |
| | Fosforo total | 75 | 54 | 89 |
| | Nitratos | 75 | 54 | 67 |
| | Nitritos | 75 | 54 | 89 |
| | Nitrógeno orgánico | 75 | 54 | 78 |
| | Nitrógeno total | 75 | 54 | 89 |
| | Nitrógeno total Kjeldahl | 75 | 54 | 83 |
| | Ortofosfátos disueltos | 75 | 54 | 89 |
| | Sólidos suspendidos totales | 75 | 54 | 89 |

Anexo 4. Taxones presentes en las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec, asociados a su grupo funcionales alimenticio (GFA) de acuerdo a Barbour et al., (1999). El número “1” indica presencia y el “0” ausencia. CR= Colector recolector; D= depredador; F= filtrador; FC= filtrador colector; Fr= fragmentador; Om= omnívoro; Pa= parásito; R= raspador.

| Clase | Orden | Familia | *Género sp.* | GFA | RA | RC | RY |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Bivalvia | Veneroida | Corbiculidae | *Género sp.* | F | 0 | 1 | 1 |
| | | Pisidiidae | | CR | 0 | 0 | 1 |
| | | Sphaeriidae | | F | 0 | 0 | 1 |
| Branchiopoda | Diplostraca | Daphnidae | *Género sp.* | F | 1 | 1 | 1 |
| Clitellata | Haplotaxida | Indeterminada | *Género sp.* | CR | 1 | 1 | 1 |
| | Oligochaeta | | | | 1 | 1 | 1 |
| | Rhynchobdelida | | | | 0 | 1 | 1 |
| Entognatha | Collembola | Indeterminada | *Género sp.* | D | 1 | 1 | 1 |
| Euchlericerata | Hydrachnidia | Indeterminada | *Género sp.* | D | 1 | 1 | 1 |
| Gastropoda | Basommatophora | Ancylidae | *Género sp.* | R | 0 | 1 | 1 |
| | | Lymnaeidae | | | 0 | 1 | 1 |
| | | Physidae | | | 0 | 1 | 1 |
| | | Planorbidae | | | 1 | 1 | 1 |
| | Neotaenioglossa | Hydrobiidae | | | 0 | 1 | 1 |
| | | Pleuroceridae | | | 0 | 0 | 1 |
| | | Thiaridae | | | 0 | 1 | 1 |
| Insecta | Coleoptera | Curculionidae | *Género sp.* | CR | 1 | 1 | 0 |
| | | Dryopidae | | Fr | 1 | 1 | 1 |
| | | Dytiscidae | | D | 1 | 1 | 1 |
| | | Elmidae | | CR | 1 | 1 | 1 |
| | | Gyrinidae | | D | 0 | 0 | 1 |
| | | Hydraenidae | | D | 0 | 1 | 1 |
| | | Hydrophilidae | | D | 1 | 0 | 1 |
| | | Lutrochidae | | ND | 0 | 1 | 0 |
| | | Psephenidae | | R | 0 | 1 | 1 |
| | | Ptilidae | | ND | 0 | 0 | 1 |
| | | Scirtidae | | ND | 0 | 0 | 1 |
| | | Staphylinidae | | D | 1 | 1 | 1 |
| | Diptera | Athericidae | *Género sp.* | D | 0 | 1 | 0 |
| | | Ceratopogonidae | | | 1 | 1 | 1 |
| | | Chironomidae | | CR | 1 | 1 | 1 |
| | | Culicidae | | | 1 | 1 | 1 |
| | | Dixidae | | | 1 | 1 | 0 |
| | | Dolichopodidae | | D | 1 | 1 | 1 |
| | | Empididae | | | 1 | 1 | 1 |
| | | Ephydridae | | CR | 1 | 1 | 0 |

| Clase | Orden | Familia | *Género sp.* | GFA | RA | RC | RY |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Erpobdelidae | | D | 0 | 0 | 1 |
| | | Muscidae | | | 0 | 0 | 1 |
| | | Phoridae | | ND | 0 | 0 | 1 |
| | | Platypezidae | | | 0 | 0 | 1 |
| | | Psychodidae | | CR | 1 | 0 | 1 |
| | | Sarcophagidae | | ND | 0 | 0 | 1 |
| | | Simuliidae | | F | 1 | 1 | 1 |
| | | Stratiomyidae | | CR | 0 | 1 | 1 |
| | | Syrphidae | | | 0 | 1 | 1 |
| | | Tabanidae | | D | 1 | 1 | 1 |
| | | Tipulidae | | Fr | 1 | 1 | 1 |
| | Ephemeroptera | Baetidae | *Baetis sp.* | CR | 1 | 1 | 1 |
| | | | *Baetodes sp.* | | 1 | 1 | 1 |
| | | | *Callibaetis sp.* | | 1 | 1 | 1 |
| | | | *Camelobaetidius sp.* | | 1 | 1 | 1 |
| | | | *Fallceon sp.* | | 0 | 0 | 1 |
| | | Heptageniidae | *Heptagenia sp.* | R | 1 | 1 | 1 |
| | | Leptohyphidae | *Leptohyphes sp.* | CR | 1 | 1 | 1 |
| | | | *Tricorythodes sp.* | | 0 | 1 | 1 |
| | | | *Vacupernius sp.* | | 0 | 1 | 1 |
| | | Leptophlebiidae | *Thraulodes sp.* | | 0 | 1 | 1 |
| | | | *Traverella sp.* | | 0 | 1 | 1 |
| | Hemiptera | Belostomatidae | *Género sp.* | D | 0 | 1 | 1 |
| | | Corixidae | | | 0 | 1 | 1 |
| | | Gerridae | | | 0 | 1 | 1 |
| | | Macroveliidae | | | 0 | 1 | 1 |
| | | Mesoveliidae | | | 0 | 0 | 1 |
| | | Naucoridae | | | 0 | 1 | 1 |
| | | Nepidae | | | 0 | 1 | 1 |
| | | Veliidae | | | 0 | 1 | 1 |
| | Lepidoptera | Crambidae | *Género sp.* | Fr | 1 | 1 | 1 |
| | Megaloptera | Corydalidae | *Género sp.* | D | 0 | 1 | 1 |
| | Odonata | Aeshnidae | *Coryphaeshna sp.* | D | 0 | 0 | 1 |
| | | | *Oplonaeschna sp.* | | 0 | 0 | 1 |
| | | Calopterygidae | *Hetaerina sp.* | D | 1 | 1 | 1 |
| | | Coenagrionidae | *Argia sp.* | D | 0 | 1 | 1 |
| | | | *Enallagma sp.* | | 0 | 1 | 1 |
| | | | *Heteragrion sp.* | | 1 | 1 | 0 |
| | | Cordullidae | *Cordulia sp.* | D | 0 | 0 | 1 |
| | | Gomphidae | *Erpetogomphus sp.* | D | 0 | 0 | 1 |

| Clase | Orden | Familia | *Género sp.* | GFA | RA | RC | RY |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | *Perigomphus sp.* | | 0 | 1 | 0 |
| | | | *Progomphus sp.* | | 0 | 0 | 1 |
| | | | *Stylurus sp.* | | 0 | 0 | 1 |
| | | Libellulidae | *Brechmorhoga sp.* | D | 0 | 1 | 1 |
| | | | *Libellula sp.* | | 0 | 1 | 1 |
| | | Platystictidae | *Palaemnema sp.* | D | 0 | 1 | 1 |
| | Orthoptera | Tridactylidae | *Género sp.* | Fr | 1 | 0 | 0 |
| | Plecoptera | Nemouridae | *Malenka sp.* | Fr | 1 | 0 | 0 |
| | | Perlidae | *Anacroneuria sp.* | Fr | 0 | 0 | 1 |
| | Trichoptera | Calamoceratidae | *Phylloicus sp.* | Fr | 0 | 0 | 1 |
| | | Glossosomatidae | *Protoptila sp.* | R | 0 | 1 | 1 |
| | | | *Glossosoma sp.* | | 0 | 1 | 1 |
| | | Helicopsychidae | *Helicopsyche sp.* | R | 0 | 1 | 1 |
| | | Hydrobiosidae | *Atopsyche sp.* | CR | 1 | 1 | 1 |
| | | Hydropsychidae | *Diplectrona sp.* | CR | 0 | 1 | 0 |
| | | | *Leptonema sp.* | | 0 | 1 | 1 |
| | | | *Macronema sp.* | | 0 | 1 | 0 |
| | | | *Plectropsyche sp.* | | 0 | 1 | 1 |
| | | | *Smicridea sp.* | | 1 | 1 | 1 |
| | | Hydroptilidae | *Hydroptila sp.* | R | 0 | 1 | 1 |
| | | | *Leucotrichia sp.* | | 0 | 1 | 1 |
| | | | *Mayatrichia sp.* | | 0 | 1 | 1 |
| | | | *Metrichia sp.* | | 1 | 1 | 1 |
| | | | *Neotrichia sp.* | Fr | 0 | 1 | 0 |
| | | | *Ochrotrichia sp.* | R | 0 | 1 | 0 |
| | | | *Oxyethira sp.* | | 0 | 1 | 1 |
| | | Lepidostomatidae | Lepidostoma sp. | Fr | 1 | 1 | 1 |
| | | Leptoceridae | *Nectopsyche sp.* | CR | 0 | 1 | 1 |
| | | | *Oecetis sp.* | | 0 | 0 | 1 |
| | | Odontoceridae | *Marilia sp.* | Omnívoro | 1 | 1 | 0 |
| | | Philopotamidae | *Chimarra sp.* | FC | 0 | 1 | 1 |
| | | Polycentropodidae | *Polycentropus sp.* | FC | 1 | 1 | 0 |
| | | | *Polyplectropus sp.* | | 0 | 1 | 0 |
| | | Xiphocentronidae | *Xiphocentron sp.* | FC | 1 | 0 | 0 |
| Malacostraca | Decapoda | Cambaridae | *Género sp.* | Omnívoro | 0 | 1 | 1 |
| | Amphipoda | Hyalellidae | | CR | 0 | 1 | 1 |
| | Decapoda | Pseudothelphusidae | | Omnívoro | 0 | 1 | 1 |
| | Isopoda | Asellidae | | CR | 0 | 1 | 1 |
| Maxillopoda | Copepoda | Indeterminada | *Género sp.* | CR | 0 | 1 | 0 |
| Nematomorpha* | Indeterminado | Indeterminada | *Género sp.* | Parásito | 0 | 1 | 0 |

| Clase | Orden | Familia | *Género sp.* | GFA | RA | RC | RY |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Nemertea* | | | | Parásito | 1 | 1 | 1 |
| Neoophora** | | | | D | 0 | 0 | 1 |
| Ostracoda | | | | CR | 0 | 1 | 0 |
| Turbellaria* | | | | D | 0 | 1 | 1 |
| **Número total de taxones por cuenca:** | | | | | **41** | **94** | **98** |

*Filo taxonómico; **Infraclase

**Anexo 5.** Datos de tipo biológico para cada sitio de monitoreo obtenidos en las cuencas Amatzinac, Cuautla y Yautepec, en el periodo multianual 2014-2019.

| Sitios de monitoreo | Periodo de muestreo[1] | Ensamble | | | | Grupos tolerantes a la contaminación[2] | | | Grupos intolerantes a la contaminación[3] | | | | | | Grupos funcionales alimenticios[4] | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Riqueza | Abundancia | Diversidad de Brillouin | Equitatividad | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | S | N | EH' | EHB' | %Ch | %O | %PA | %EPTO | %E | %B | %G | %P | %T | %CR | %D | %F | %FC | %Fr | %Om | %Pa | %R | %ND |
| RA1-1 | 1 | 13 | 71 | 2.03 | 0.79 | 26.76 | 5.63 | 0.00 | 47.89 | 29.58 | 29.58 | 0.00 | 8.45 | 9.86 | 84.51 | 2.82 | 2.82 | 0.00 | 7.04 | 2.82 | 0.00 | 0.00 | 0 |
| RA1-2 | 2 | 20 | 568 | 1.03 | 0.35 | 0.70 | 0.00 | 0.00 | 82.04 | 76.41 | 76.23 | 0.00 | 0.53 | 5.11 | 83.45 | 1.76 | 11.27 | 0.00 | 3.17 | 0 | 0.00 | 0.35 | 0 |
| RA2-1 | 1 | 28 | 1116 | 1.95 | 0.59 | 0.27 | 0.45 | 0.00 | 64.16 | 43.19 | 42.83 | 0.00 | 0.90 | 19.18 | 53.49 | 6.09 | 20.16 | 0.36 | 18.73 | 0.18 | 0.18 | 0.81 | 0 |
| RC1-1 | 1 | 28 | 6212 | 0.90 | 0.27 | 73.55 | 15.55 | 0.00 | 0.40 | 0.37 | 0.35 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 96.81 | 0.53 | 2.25 | 0.00 | 0.03 | 0 | 0.00 | 0.37 | 0 |
| RC1-2 | 2 | 18 | 10401 | 1.26 | 0.41 | 88.63 | 1.56 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 99.03 | 0.81 | 0.00 | 0.00 | 0.13 | 0 | 0.00 | 0.02 | 0.01 |
| RC3-2 | 1 | 27 | 5600 | 1.29 | 0.39 | 5.36 | 0.16 | 78.32 | 12.93 | 6.09 | 6.00 | 0.00 | 0.00 | 6.29 | 80.29 | 13.91 | 0.00 | 0.00 | 0.05 | 0 | 0.00 | 5.75 | 0.00 |
| RC3-3 | 2 | 21 | 1904 | 1.76 | 0.49 | 43.17 | 3.99 | 44.33 | 0.37 | 0.21 | 0.21 | 0.00 | 0.00 | 0.11 | 61.08 | 35.98 | 1.05 | 0.00 | 1.79 | 0 | 0.05 | 0.00 | 0.05 |
| RC4-1 | 1 | 12 | 1385 | 0.42 | 0.17 | 1.66 | 0.00 | 96.03 | 0.36 | 0.22 | 0.07 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 93.79 | 5.49 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0 | 0.00 | 0.72 | 0 |
| RC4-2 | 2 | 21 | 2204 | 1.41 | 0.46 | 7.85 | 2.27 | 21.37 | 59.44 | 57.94 | 57.21 | 0.05 | 0.00 | 1.41 | 70.10 | 23.05 | 5.67 | 0.00 | 0.05 | 0 | 0.00 | 1.13 | 0 |
| RC5-5 | 1 | 14 | 4740 | 0.56 | 0.21 | 0.51 | 1.01 | 91.88 | 5.72 | 5.72 | 5.72 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 95.65 | 3.86 | 0.08 | 0.00 | 0.00 | 0 | 0.00 | 0.40 | 0 |
| RC6-1 | 1 | 18 | 8632 | 1.35 | 0.44 | 0.95 | 2.77 | 54.26 | 40.00 | 39.93 | 39.93 | 0.00 | 0.00 | 0.06 | 84.45 | 14.26 | 0.85 | 0.00 | 0.00 | 0 | 0.00 | 0.44 | 0 |
| RC6-2 | 2 | 14 | 22758 | 1.27 | 0.40 | 1.27 | 0.05 | 61.07 | 31.54 | 31.39 | 31.39 | 0.00 | 0.00 | 0.15 | 90.38 | 5.53 | 1.26 | 0.00 | 0.00 | 0 | 0.03 | 2.80 | 0 |
| RC7-1 | 1 | 20 | 23401 | 0.68 | 0.22 | 70.11 | 0.07 | 28.58 | 0.17 | 0.17 | 0.17 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 99.28 | 0.50 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0 | 0.00 | 0.21 | 0 |
| RC7-2 | 2 | 9 | 10212 | 0.09 | 0.04 | 98.04 | 0.71 | 0.09 | 0.06 | 0.06 | 0.06 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 99.88 | 0.06 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0 | 0.00 | 0.06 | 0 |
| RC8-4 | 2 | 9 | 4666 | 0.12 | 0.04 | 97.75 | 0.90 | 0.26 | 0.06 | 0.06 | 0.06 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 99.68 | 0.13 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0 | 0.06 | 0.13 | 0 |
| RC9-1 | 1 | 21 | 1038 | 0.98 | 0.32 | 79.87 | 5.49 | 2.70 | 4.43 | 4.05 | 2.31 | 0.00 | 0.00 | 0.10 | 92.20 | 2.79 | 0.19 | 0.00 | 0.00 | 0 | 0.00 | 4.82 | 0 |
| RC9-2 | 2 | 23 | 3939 | 1.67 | 0.52 | 38.79 | 5.79 | 34.20 | 6.25 | 6.17 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.05 | 51.00 | 39.40 | 0.03 | 0.03 | 0.00 | 0 | 0.08 | 9.47 | 0 |
| RC10-2 | 2 | 7 | 1636 | 1.25 | 0.49 | 0.12 | 0.00 | 0.00 | 99.63 | 45.97 | 45.97 | 0.00 | 0.00 | 53.30 | 94.74 | 0.37 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0 | 0.00 | 4.89 | 0 |
| RC12-1 | 1 | 24 | 5787 | 1.75 | 0.54 | 9.88 | 0.48 | 0.00 | 53.19 | 50.82 | 9.97 | 0.00 | 0.00 | 2.33 | 83.53 | 1.05 | 0.17 | 0.02 | 0.03 | 0 | 0.00 | 15.19 | 0 |
| RC13-3 | 2 | 22 | 2925 | 2.18 | 0.60 | 11.38 | 0.85 | 0.03 | 41.68 | 40.68 | 6.43 | 0.00 | 0.03 | 0.92 | 64.58 | 0.65 | 0.38 | 0.00 | 0.62 | 0 | 0.00 | 33.78 | 0 |

| Sitios de monitoreo | Periodo de muestreo[1] | Ensamble | | | | Grupos tolerantes a la contaminación[2] | | | Grupos intolerantes a la contaminación[3] | | | | | | Grupos funcionales alimenticios[4] | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Riqueza | Abundancia | Diversidad de Brillouin | Equitatividad | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | S | N | EH' | EHB' | %Ch | %O | %PA | %EPTO | %E | %B | %G | %P | %T | %CR | %D | %F | %FC | %Fr | %Om | %Pa | %R | %ND |
| RC13-4 | 1 | 36 | 11623 | 1.94 | 0.53 | 0.95 | 0.02 | 0.05 | 46.75 | 33.49 | 10.66 | 0.12 | 0.00 | 9.20 | 56.24 | 4.73 | 0.32 | 0.11 | 0.67 | 0 | 0.00 | 37.92 | 0 |
| RC14-3 | 1 | 34 | 7009 | 1.69 | 0.48 | 13.45 | 0.19 | 0.04 | 59.44 | 57.85 | 15.91 | 0.01 | 0.00 | 1.18 | 93.22 | 1.44 | 1.90 | 0.03 | 0.10 | 0 | 0.00 | 3.31 | 0 |
| RC14-4 | 2 | 35 | 3955 | 2.03 | 0.54 | 0.51 | 0.63 | 0.00 | 69.51 | 53.12 | 8.87 | 0.08 | 0.00 | 16.08 | 88.14 | 2.53 | 0.43 | 0.13 | 0.43 | 0 | 0.00 | 8.32 | 0.03 |
| RY2-1 | 2 | 6 | 252 | 1.16 | 0.53 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 100.00 | 1.98 | 1.98 | 0.00 | 4.37 | 93.65 | 6.75 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 21.83 | 0 | 0.00 | 71.43 | 0.00 |
| RY2-2 | 2 | 26 | 3133 | 1.97 | 0.55 | 63.17 | 1.72 | 1.02 | 17.78 | 2.59 | 2.59 | 0.00 | 0.03 | 15.16 | 70.48 | 1.44 | 12.45 | 0.00 | 2.78 | 0 | 0.00 | 12.77 | 0.10 |
| RY2-3 | 2 | 29 | 1630 | 1.96 | 0.24 | 9.45 | 0.06 | 1.35 | 83.07 | 31.78 | 31.78 | 0.00 | 0.06 | 49.69 | 56.01 | 4.79 | 0.06 | 0.00 | 0.06 | 0 | 0.61 | 38.22 | 0.25 |
| RY3-1 | 2 | 16 | 4423 | 0.61 | 0.22 | 83.95 | 0.07 | 0.07 | 12.66 | 11.12 | 11.08 | 0.00 | 0.00 | 1.49 | 96.72 | 1.06 | 2.19 | 0.00 | 0.00 | 0 | 0.00 | 0.02 | 0 |
| RY4-1 | 2 | 18 | 3240 | 0.71 | 0.11 | 84.69 | 1.14 | 0.06 | 3.27 | 0.03 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 3.18 | 87.50 | 1.79 | 5.77 | 0.00 | 0.12 | 0 | 0.00 | 4.81 | 0 |
| RY4-2 | 2 | 16 | 880 | 1.14 | 0.37 | 34.09 | 26.93 | 0.00 | 30.23 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 11.36 | 72.39 | 20.00 | 3.18 | 0.00 | 0.11 | 0 | 0.00 | 4.32 | 0 |
| RY5-1 | 2 | 17 | 6739 | 1.44 | 0.50 | 32.57 | 0.33 | 0.00 | 53.20 | 40.11 | 0.03 | 0.00 | 0.00 | 11.46 | 96.68 | 1.93 | 0.03 | 0.00 | 0.00 | 0 | 0.00 | 1.37 | 0 |
| RY6-1 | 2 | 4 | 81 | 0.85 | 0.61 | 2.47 | 0.00 | 0.00 | 48.15 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 48.15 | 53.09 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0 | 0.00 | 46.91 | 0 |
| RY6-4 | 1 | 20 | 2042 | 1.35 | 0.19 | 47.50 | 0.54 | 0.00 | 36.88 | 36.39 | 5.68 | 0.00 | 0.00 | 0.05 | 95.74 | 1.27 | 0.05 | 0.00 | 0.05 | 0 | 0.00 | 2.89 | 0 |
| RY7-1 | 2 | 11 | 331 | 1.78 | 0.54 | 1.21 | 0.00 | 0.30 | 89.12 | 41.69 | 4.53 | 0.00 | 0.00 | 28.10 | 78.25 | 19.34 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0 | 0.00 | 2.42 | 0 |
| RY7-3 | 2 | 35 | 4774 | 2.07 | 0.22 | 16.44 | 0.00 | 0.00 | 63.64 | 42.90 | 4.67 | 0.04 | 0.00 | 16.02 | 87.08 | 7.56 | 2.60 | 0.04 | 0.90 | 0 | 0.04 | 1.78 | 0 |
| RY8-1 | 2 | 18 | 389 | 2.04 | 0.70 | 20.31 | 0.00 | 0.00 | 73.26 | 16.71 | 1.03 | 0.00 | 0.00 | 39.59 | 72.75 | 19.28 | 0.26 | 0.00 | 0.00 | 0 | 0.00 | 7.71 | 0 |
| RY8-4 | 1 | 27 | 1191 | 2.23 | 0.67 | 19.06 | 0.76 | 1.34 | 67.09 | 16.79 | 4.53 | 0.00 | 0.00 | 40.97 | 69.02 | 13.01 | 1.09 | 0.34 | 0.17 | 0 | 0.00 | 16.20 | 0.17 |
| RY9-1 | 2 | 18 | 1408 | 1.79 | 0.62 | 33.38 | 0.14 | 0.00 | 53.91 | 32.32 | 21.24 | 0.00 | 0.00 | 21.59 | 91.83 | 1.85 | 4.69 | 0.00 | 0.71 | 0 | 0.00 | 0.92 | 0 |
| RY9-4 | 1 | 18 | 550 | 2.23 | 0.76 | 3.64 | 0.91 | 9.27 | 57.09 | 18.55 | 0.91 | 0.00 | 0.00 | 34.55 | 34.36 | 8.55 | 0.00 | 12.00 | 0.00 | 0 | 0.18 | 44.91 | 0 |

[1]Periodo de muestreo: 1= estiaje y 2= lluvia.
[2]Grupos tolerantes a la contaminación: %CH= % de Chironomidae; %O= % Oligochaeta; %PA= % de Planarias y Amphipoda
[3]Grupos intolerantes a la contaminación EPTO= % de Ephemeroptera; Plecoptera, Trichoptera y Odonata; %E= % de Ephemeroptera; %B= % de Baetidae; %G= % de Gomphidae; %P= % de Plecoptera; %T= % de Trichoptera
[4]Grupos funcionales alimenticios: %CR= % de colectores recolectores; %D= % de depredadores; %F= % de filtradores; %FC= % de filtradores colectores; %Fr= % de fragmentadores; %Om= % de omnívoros; %Pa= % de parásitos; %R= % de raspadores y %ND= % de organismos sin un GFA definido.