



UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO

FACULTAD DE BIOLOGÍA

FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA

FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL

PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL

MODELO DE EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE RÍOS VADEABLES

TESIS

**Que para obtener el grado de
MAESTRA EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL**

Presenta

I.Q. ELIZABETH MARTÍNEZ PAZ

Director de Tesis:

Dr. Ricardo Miguel Pérez Munguía

Co-Director de Tesis:

M. C. Idolina Molina León

Morelia, Michoacán, febrero del 2023



MCIA
Maestría en Ciencias
en Ingeniería Ambiental
UMSNH

DR. JESÚS ALBERTO RODRÍGUEZ CASTRO
COORDINADOR GENERAL DE LA MAESTRÍA EN CIENCIAS EN INGENIERÍA
AMBIENTAL
PRESENTE

Por este conducto nos permitimos comunicarle que después de haber revisado el manuscrito final de la tesis titulada **"Modelo de evaluación del estado de conservación de ríos vedables"** presentado por la I.Q. **ELIZABETH MARTÍNEZ PAZ** con matrícula **0850022C**, consideramos que reúne los requisitos suficientes para ser publicado y defendido en examen de grado de Maestría en Ciencias.

Sin otro particular por el momento, reiteramos a Usted un cordial saludo.

Morelia, Michoacán a 21 de febrero 2023.

ATENTAMENTE

MIEMBROS DE LA COMISIÓN REVISORA



Dr. Ricardo Miguel Pérez Munguía
Director de Tesis



M.C. Idolina Molina León
Co-Directora



Dra. Sonia Tatiana Sánchez Quispe
Vocal 1



Dr. José Apolinar Cortés
Vocal 2



Dr. Raúl Francisco Pineda López
Vocal 3

RESUMEN

El incremento en la degradación de los ecosistemas acuáticos en México, particularmente los de carácter lótico, se asocia a actividades antropogénicas que afectan tanto a las riberas, los sustratos, el cauce, la calidad del agua como a la diversidad de los organismos que habitan en estos. Desde los primeros estudios de biomonitoreo, los macroinvertebrados acuáticos son el grupo biológico más utilizado por su sensibilidad a factores de perturbación y sustancias contaminantes. Y diversos autores mencionan que tienen la capacidad de informar sobre alteraciones generales en su hábitat y no únicamente sobre la calidad del agua. Este estudio considera en cuatro ejes metodológicos la respuesta de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos a alteraciones sobre los cauces desde una perspectiva geomorfológica, de condición ambiental en el fondo del cauce, corriente y riberas, y de calidad del agua. Se revisó estadísticamente la relación de los distintos ejes metodológicos y se identificaron las variables ambientales que mejor explican variación en cada uno de ellos respecto a los macroinvertebrados, resultando las variables geomorfológicas: pendiente y tamaño de sustrato; las de calidad ambiental: sustrato disponible para la macrofauna y protección vegetal de las riberas; y las fisicoquímicas: conductividad y dureza total. Además, se determinó la integridad de las comunidades con el Índice de integridad biótica (IIBAMA), atribuyendo conservación a los sitios donde la integridad es mayor. Por lo que el modelo que se propone en esta investigación permite acercarse mejor a la realidad de las condiciones de conservación de estos ecosistemas que si la evaluación se hiciera por separado con cada uno de los ejes metodológicos.

Palabras clave: Ecosistema lótico, macroinvertebrados acuáticos, calidad del agua, integridad biótica y biomonitoreo.

ABSTRAC

The increase in the degradation of aquatic ecosystems in Mexico, particularly those of a lotic nature, is associated with anthropogenic activities that affect the banks, substrates, watercourse, water quality, as well as the diversity of organisms that inhabit them. Since the earliest biomonitoring studies, aquatic macroinvertebrates have been the most widely used biological group due to their high sensitivity to disturbance factors and pollutants. Several authors mention that they have the capacity to inform about general alterations not only in water quality, but in their natural habitat. This study considers in four methodological axes the response of aquatic macroinvertebrate communities to alterations in the channels from a geomorphological perspective; environmental condition at the bottom of the channel, stream, and banks; and water quality. The relationship between the different methodological axes was statistically reviewed and the environmental variables that best explain the variation in each of them regarding the macroinvertebrates that were identified, resulting in geomorphological variables: slope and size of the substrate; environmental quality variables: available substrate for macrofauna and plant protection of the banks; and physicochemical variables: conductivity and total hardness. In addition, the integrity of the communities was determined with the Index of Biotic Integrity (IBI), attributing conservation to sites where integrity is higher. Therefore, the model proposed in this research allows to get closer to the reality of the conservation conditions of these ecosystems than if the assessment was done separately with each of the methodological axes.

AGRADECIMIENTOS

A la **UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO**, al **PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL**, a la **FACULTAD DE BIOLOGÍA, INGENIERÍA QUÍMICA e INGENIERIA CIVIL**. A los laboratorios de Análisis Químico "Rosa María Torres Ponce de León" y de Entomología "Sócrates Cisneros Paz" de la misma universidad, al **CONSEJO NACIONAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA** y al gobierno mexicano.

Al **Dr. Ricardo Miguel Pérez Munguia**, mi apasionado asesor, por guiarme con paciencia a través del maravilloso mundo de la biología. A mi co-asesora y escudera, la **M.C. Idolina Molina León**, por su acompañamiento y valiosos consejos. A los miembros de mi mesa sinodal, **Dr. José Apolinar Cortés, Dr. Raúl Pineda López y Dra. Sonia Tatiana Sánchez Quispe**, por su persistente apoyo en el seguimiento de esta investigación.

A quienes colaboraron en los muestreos y entregaron su tiempo con alegría, principalmente a **Alberto Jiménez Loya** por su incondicional compañía en la identificación taxonómica. Al equipo del **Instituto Tecnológico del Valle de Oaxaca, Mbis Bin A.C., WWF México** y a la **Fundación Gonzalo Río Arronte**. A todos aquellos que, aunque no los conocí trabajaron arduamente para generar la información de campo y laboratorio que se utilizó en este trabajo.

A los profesores que me entregaron su confianza y alentaron a perseguir mis sueños, **Dr. Fabricio Nápoles Rivera y Dr. Reginaldo Mondragón Sánchez**. A los administrativos Liliana, Mago, Juan Carlos y Jorge Paulino, por las gestiones que de inicio a fin facilitaron este proceso.

A **DIOS**, el soporte de mis días, por permitirme cumplir mis metas y anhelos. A mi ejemplo constante de fortaleza, mi madre **Edeimar Paz Ruiz**, de quien siempre recibo apoyo y cariño, a mi padre **Alfredo Martinez Corona**, de quien he aprendido a no conformarme y a trabajar siempre por ser mejor día a día. A mis hermanos **José Eduardo y Edeimar Martinez Paz** y a mi **Ian** amado. A mi abuelita **Ninfa Ruiz Moreno**, el mayor y más sabio referente de lo que es vivir y a toda mi hermosa familia.

A mi ángel, mi mejor amigo y compañero de vida, **Santiago Luján Rueda**, por el amor incondicional con que abraza nuestro hogar y nuestros días. A todos esos amigos que siempre estuvieron a mi lado y hoy se alegran conmigo principalmente a **Karla Patricia Reyes Lomelí**, quien me llena de admiración y me ayuda a no olvidarme de quien soy. Y a aquellos amigos y familiares que ya no están para abrazarme pero que desde el cielo lo hacen.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. MARCO TEÓRICO.....	3
2.1. Biodiversidad.....	3
2.2. Biomonitorio.....	3
2.3. Cuenca hidrográfica.....	7
2.4. Integridad ecológica.....	8
2.5. Ecosistemas acuáticos.....	9
3. ANTECEDENTES.....	11
4. JUSTIFICACIÓN.....	14
5. HIPÓTESIS.....	15
6. OBJETIVOS.....	16
6.1. Objetivo general.....	16
6.2. Objetivos específicos.....	16
7. METODOLOGÍA.....	17
7.1. Área de estudio.....	17
7.2. Ejes metodológicos.....	20
7.2.1. Tipo de corriente.....	20
7.2.2. Calidad ambiental visual.....	25
7.2.3. Calidad del agua.....	31
7.2.3.1. Índice de calidad del agua (ICA).....	32
7.2.4. Macroinvertebrados acuáticos.....	34
7.2.5. Integridad biótica.....	34
7.3. Análisis de datos.....	36
8. RESULTADOS.....	37
8.1. Recolección de información.....	37
8.1.1. Conformación de matriz de datos.....	38
8.2. Análisis de distribución.....	40
8.2.1. Análisis univariado de valores atípicos.....	42
8.3. Geomorfología (GEO).....	47
8.3.1. Análisis de correlación GEO.....	49
8.3.2. Análisis multivariante de valores atípicos GEO.....	49
8.3.3. Análisis de componentes principales GEO.....	51
8.4. Calidad ambiental visual (CAV).....	52

8.4.1. Análisis de correlación CAV	53
8.4.2. Análisis multivariante de valores atípicos CAV	53
8.4.3. Análisis de componentes principales CAV	55
8.5. Relación GEO-CAV	56
8.5.1. Análisis de correlación GEO-CAV	57
8.5.2. Análisis multivariante de valores atípicos GEO-CAV	57
8.5.3. Análisis de componentes principales GEO-CAV	58
8.6. Calidad del agua (CA)	59
8.6.1. Análisis de correlación CA	60
8.6.2. Análisis multivariante de valores atípicos CA	61
8.6.3. Análisis de componentes principales CA	63
8.7. Relación GEO-CAV-CA	63
8.7.1. Análisis de correlación de variables GEO-CAV-CA	64
8.7.2. Análisis multivariante de valores atípicos GEO-CAV-CA	65
8.7.3. Análisis de componentes principales GEO-CAV-CA	65
8.8. Macroinvertebrados acuáticos (MA)	67
8.8.1. Composición de comunidades MA	67
8.8.2. Riqueza MA	67
8.8.3. Abundancia MA	71
8.8.3.1. Organismos más abundantes	71
8.8.3.2. Organismos menos abundantes	72
8.8.4. Rareza MA	73
8.8.5. Valencia de tolerancia MA	78
8.8.6. Estructura trófica MA	79
8.8.7. Hábitos de vida MA	80
8.8.8. Diversidad α	82
8.8.8.1. Dominancia, Equitatividad e Índice de diversidad	82
8.8.9. Diversidad β	84
8.9. Integridad biótica (IB)	89
8.9.1. Análisis de correlación IB	89
8.9.2. Análisis multivariante de valores atípicos IB	90
8.9.3. Análisis de componentes principales IB	91
8.10. Relación GEO-CAV-IB	92
8.10.1. Análisis de correlación GEO-CAV-IB	92
8.10.2. Análisis multivariante GEO-CAV-IB	92

8.10.3. Análisis de componentes principales GEO-CAV-IB	93
8.11. Relación GEO-CAV-CA-IB	94
8.11.1. Análisis de correlación GEO-CAV-CA-IB	94
8.11.2. Análisis multivariante de valores atípicos GEO-CAV-CA-IB.....	94
8.11.3. Análisis de componentes principales GEO-CAV-CA-IB	95
8.12. Condición general de los sitios	96
8.12.1. Análisis multivariante de valores atípicos VCAV-ICA-IIBAMA.....	98
8.13. Relación GEO-CAV-CA-IB-MA.....	99
9. DISCUSIÓN.....	101
10. CONCLUSIÓN	106
11. REFERENCIAS	107

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Subcuencas de los sitios de estudio.	17
Figura 2. Medición de profundidades del sitio S26 La Magollita.	20
Figura 3. Método D_{50} Sitio S26 La Magollita. (a) Ruta para mediciones. (b) Medición de sustrato.	23
Figura 4. Guía para la determinación del tipo de corriente de un cauce (Rosgen, 1996).	24
Figura 5. Condición óptima de calidad ambiental visual del sitio S26 La Magollita.	30
Figura 6. Determinación de oxígeno disuelto en campo en el sitio S66 San Cristóbal Alto. (Fotografías por cortesía de Marco Eduardo Pérez Herrera).	31
Figura 7. Muestreo de macroinvertebrados acuáticos en el sitio S66 San Cristóbal Alto. (Fotografías por cortesía de Marco Eduardo Pérez Herrera).	35
Figura 8 Distribución y diagrama de caja de variables geomorfológicas con 76 datos. Sitios de gradiente alto en color rojo y gradiente bajo en color azul.	42
Figura 9. Distribución y diagrama de caja de variables de calidad ambiental visual con 77 datos. Sitios de gradiente alto en color rojo y gradiente bajo en color azul.	43
Figura 10. Distribución y diagrama de caja de variables de integridad biótica con 63 datos. Sitios de gradiente bajo en color azul.	43
Figura 11. Distribución y diagrama de caja de variables fisicoquímicas con 39 datos, solo Q utilizando 31 datos. Sitios de gradiente bajo en color azul.	44
Figura 12. Sitios con valores atípicos de variables geomorfológicas. Sitios de gradiente alto en color rojo y gradiente bajo en color azul.	50
Figura 13. Sitios con valores atípicos de variables de calidad ambiental visual. Sitios de gradiente alto en color rojo y gradiente bajo en color azul.	54
Figura 14. Sitios con valores atípicos de variables geomorfológicas y de calidad ambiental visual. Sitios de gradiente alto en color rojo y gradiente bajo en color azul.	58
Figura 15. Variables más explicativas de la variación geomorfológica y de calidad ambiental visual. Variables de los dos primeros componentes en negrita color negro y del tercer componente en negrita color gris.	59
Figura 16. Gráfico de análisis discriminante de categorías de VCAV con variables fisicoquímicas.	60
Figura 17. Sitios con valores atípicos de variables fisicoquímicas. Sitios de gradiente alto en color rojo y gradiente bajo en color azul.	61
Figura 18. Gráfico de análisis discriminante de categorías de ICA con variables fisicoquímicas.	64
Figura 19. Sitios con valores atípicos de variables geomorfológicas, de calidad ambiental visual y fisicoquímicas. Sitios de gradiente alto en color rojo y gradiente bajo en color azul.	65
Figura 20. Variables más explicativas de la variación geomorfológica, de calidad ambiental visual y calidad del agua. Variables de los dos primeros componentes en negrita color negro y del tercer componente en negrita color gris.	66
Figura 21. Riqueza de macroinvertebrados.	67
Figura 22. Abundancia de macroinvertebrados.	71
Figura 23. Familias de macroinvertebrados más abundantes.	72
Figura 24. Familias de macroinvertebrados Muy comunes, Comunes, Poco comunes y Raras.	74
Figura 25. Sitios de acuerdo a la cantidad de categorías de rareza.	78
Figura 26. Valencias de tolerancia de riqueza total.	79

Figura 27. Gremios tróficos de riqueza total.....	80
Figura 28. Hábitos de vida de riqueza total	81
Figura 29 Relación de la presencia de organismos Intolerantes y Muy intolerantes respecto a la presencia de organismos de hábitos fijos.....	81
Figura 30. Relación Dominancia de Odum y Dominancia de Simpson.....	82
Figura 31. Relación Equitatividad con Dominancia D y DS	83
Figura 32. Relación del Índice de Diversidad (H') con equitatividad (E) y dominancia (D).....	83
Figura 33. Análisis de similitud de familias utilizando el coeficiente de Jaccard.	85
Figura 34. Análisis de similitud de familias utilizando el porcentaje de similitud.	86
Figura 35. Análisis de similitud de gremios tróficos utilizando el coeficiente de Jaccard y el porcentaje de similitud.	87
Figura 36. Análisis de similitud de hábitos de vida utilizando el coeficiente de Jaccard y el porcentaje de similitud.	88
Figura 37. Sitios con valores atípicos de variables de integridad biótica. Sitios de gradiente alto en color rojo y gradiente bajo en color azul.....	90
Figura 38. Variables más explicativas de la variación geomorfológica, de calidad ambiental visual e integridad biótica. Variables de los dos primeros componentes en negrita color negro y del tercer componente en negrita color gris.	93
Figura 39. Variables más explicativas de la variación geomorfológica, de calidad ambiental visual, calidad del agua e integridad biótica. Variables de los dos primeros componentes en negrita color negro y del tercer componente en negrita color gris.	95
Figura 40. Gráfico Cluster de GEO-VCAV-ICA-IB con 29 datos.....	100
Figura 41. Gráfico DECORANA de GEO-VCAV-ICA-IB con 29 datos.....	100

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Ubicación de los sitios de estudio.....	18
Cuadro 2. Sustratos y tamaños de sustratos.	23
Cuadro 3. Valoración del sustrato disponible para la macrofauna.....	25
Cuadro 4. Valoración del embebimiento.	26
Cuadro 5. Valoración de la caracterización del sustrato de los estanques.	26
Cuadro 6. Valoración de los patrones velocidad/profundidad.....	26
Cuadro 7. Valoración de la variabilidad de los estanques.	27
Cuadro 8. Valoración del gradiente de sedimentación.	27
Cuadro 9. Valoración del estatus del flujo.	27
Cuadro 10. Valoración de las alteraciones del canal.....	28
Cuadro 11. Valoración de la frecuencia de rabiones.....	28
Cuadro 12. Valoración de la sinuosidad del canal.....	28
Cuadro 13. Valoración de la estabilidad de las riberas.....	29
Cuadro 14. Valoración de la protección vegetal de las riberas.....	29
Cuadro 15. Valoración del ancho de la vegetación riparia.	30
Cuadro 16. Calificación y categorías de la valoración de la calidad ambiental visual.	30
Cuadro 17. Parámetros fisicoquímicos evaluados en campo y laboratorio.....	32
Cuadro 18. Parámetros del ICA, índice de calidad (I _i) y coeficiente de ponderación (W _i).	33
Cuadro 19. Valores de las categorías del Índice de Integridad Biótica.....	35
Cuadro 20. Calificación y categorías del Índice de Integridad Biótica.	35
Cuadro 21. Distribución de variables numéricas geomorfológicas.	40
Cuadro 22. Distribución de variables numéricas de calidad ambiental visual.	40
Cuadro 23. Distribución de variables numéricas de calidad del agua.....	41
Cuadro 24. Distribución de variables numéricas de integridad biótica.....	41
Cuadro 25. Sitios con valores atípicos en variables numéricas geomorfológicas.	45
Cuadro 26. Sitios con valores atípicos en variables numéricas de calidad ambiental visual. El espacio en blanco indica ausencia de valor atípico.....	45
Cuadro 27. Sitios con valores atípicos en variables numéricas fisicoquímicas. El espacio en blanco indica ausencia de valor atípico.....	46
Cuadro 28. Sitios con valores atípicos en variables numéricas de integridad biótica. El espacio en blanco indica ausencia de valor atípico.....	46
Cuadro 29. Categorías de los sitios de acuerdo a alteraciones antropogénicas.....	48
Cuadro 30. Valores atípicos de variables geomorfológicas.	51
Cuadro 31. Variables más explicativas de la variación geomorfológica.	51
Cuadro 32. Valores atípicos de las variables de calidad ambiental visual.	55
Cuadro 33. Variables más explicativas de la variación de calidad ambiental visual.	56
Cuadro 34. Valores atípicos de las variables fisicoquímicas.	62
Cuadro 35. Variables más explicativas de la variación fisicoquímica.	63
Cuadro 36. Elenco sistemático.	68
Cuadro 37. Familias menos abundantes.....	73
Cuadro 38. Calificación de variables del índice de rareza.....	73
Cuadro 39. Calificación y categorías del índice de rareza (Z).	74
Cuadro 40. Rareza de macroinvertebrados acuáticos.....	75
Cuadro 41. Calificación y categorías del IIBAMA Ajustado.	89
Cuadro 42. Valores atípicos de variables de integridad biótica.	91

Cuadro 43. Variables más explicativas de la variación de integridad biótica.	92
Cuadro 44. Condiciones categóricas de geomorfología, calidad ambiental visual, calidad del agua e integridad biótica.	96

1. INTRODUCCIÓN

Desde mediados del siglo XX se han alterado significativamente los ecosistemas naturales debido al aumento de actividades de carácter antropogénico provocando la pérdida de hábitats importantes para muchas especies, sin embargo, la alteración de estos ecosistemas no solo modifica la distribución y abundancia de las especies, sino que también las pone en riesgo de extinción y compromete la funcionabilidad de todo el ecosistema (SEMARNAT, 2019). La pérdida de la biodiversidad aumenta a una velocidad sin precedentes, motivo por el cual algunos consideran que actualmente transita la sexta extinción masiva, considerada como uno de los problemas ambientales más importantes de la humanidad, además de que implica la disminución de servicios ambientales y afecta el bienestar social y económico de países en desarrollo como México (MAE, 2005). A nivel mundial se han establecido “Los objetivos de desarrollo sostenible” de la Agenda 2030 (ONU, 2015) para prevenir, detener y revertir los daños provocados a todos los ecosistemas del mundo, y así promover su conservación, sin embargo, es necesaria la participación y el esfuerzo de todos los sectores de la sociedad para poder alcanzar estos objetivos.

Se estima que 9 millones de especies habitan el planeta de acuerdo con Mora et al. (2011), de ellas alrededor del 10% se pueden encontrar en México y de estas el 40% son de carácter endémico. Por lo anterior y porque ocupa uno de los primeros lugares en riqueza de grupos taxonómicos, México es considerado como un país megadiverso ya que forma parte de un grupo selecto de 17 países, los cuales en menos del 10% de la superficie del planeta concentran entre el 60 y 80% de la riqueza mundial de especies (Mittermeier et al., 1988, 1997, 2004, 2011; UNEP 2010). Sin embargo, las especies conocidas podrían representar entre el 30 y 50% de la biodiversidad que realmente habita en el país (Martinez-Meyer et al., 2014), motivo por el cual es importante ampliar el conocimiento que hasta ahora se tiene sobre la biodiversidad; además se cree que el número de especies endémicas del país es mucho más alto puesto que una gran cantidad de ecosistemas han sido totalmente transformados o han desaparecido.

En México el 50% del territorio ha perdido su cobertura vegetal original (Challenger y Soberón, 2008), estos cambios en la cobertura del terreno alteran la temperatura del suelo causando desde fragmentación hasta extinciones locales, debido a que se reduce el área habitable, las zonas de refugio, los sitios de reproducción, la disponibilidad del alimento, entre otros (Martinez-Meyer et al., 2014). Sin embargo, aún se desconoce mucho sobre la estructura y funcionamiento de estos ecosistemas, sobre la magnitud y dinámica de los factores que causan alteraciones en ellos, sin embargo, lo poco que se conoce permite inferir que la biodiversidad que ahí habita se encuentra bajo fuerte presión y pareciera que los seres humanos no se percatan de la

importancia que tienen los ambientes acuáticos y de cómo su existencia está íntimamente ligada a ellos.

Además, a pesar de que casi tres cuartas partes de la superficie de la tierra están ocupadas por agua, los recursos epicontinentales en México representan tan solo el 0.1% de las reservas en el mundo (Alcocer, 2007), por lo que es de suma importancia conocer su ubicación, cantidad y calidad, así como entender la naturaleza, estructura, dinámica y distribución espacial y temporal de los ecosistemas para desarrollar planes de manejo sustentable y conservación en respuesta a los impactos antropogénicos que sufren debido a que la capacidad de los ecosistemas acuáticos para soportar esta presión tiene límites reales.

Otras actividades antropogénicas que afectan a los ecosistemas dulceacuícolas son el bajo nivel en el tratamiento de las aguas residuales del país y el incremento de la extracción de agua superficial y subterránea para los distintos usos consuntivos, lo primero altera significativamente la calidad del agua y lo segundo genera una reducción importante en los caudales y volúmenes necesarios para el funcionamiento de estos ecosistemas (SEMARNAT, 2019). Aun así, la atención que se ofrece a los ecosistemas acuáticos es menor que la que se ofrece a los ecosistemas terrestres, debido a que muchas plantas y animales macroscópicos acuáticos y ribereños, son de hábitos poco notorios, cabe imaginar lo que sucede con las comunidades acuáticas microscópicas, cuya presencia o ausencia provoca importantes modificaciones en las condiciones del ecosistema (Sánchez et al., 2007).

Para determinar el grado de contaminación y resaltar, no solo los efectos sobre la calidad del agua como recurso consuntivo, sino también como el hogar de una gran diversidad, se evalúa el grado de alteración por impactos naturales o antropogénicos a través de programas de monitoreo que permiten conocer al ecosistema mediante indicadores fisicoquímicos y biológicos (Samboni-Ruiz et al., 2007; Jiménez J. y Vélez O., 2006), y con su análisis e interpretación se construyen herramientas para valorar la calidad ambiental particular estos ecosistemas, las cuales deben ser científicamente válidas, de fácil aplicación e interpretación tanto para expertos como para personas sin entrenamiento científico. En este sentido, en el presente proyecto se plantea la posibilidad de crear un modelo de monitoreo para los sistemas lóticos del país, basado en cuatro ejes metodológicos: Geomorfología, Calidad Ambiental Visual, Calidad del agua e Integridad Biótica, utilizando la respuesta de los macroinvertebrados acuáticos a las alteraciones ecohidrológicas como modelos biológicos de referencia para seleccionar variables no biológicas, que de manera costo eficiente permitan reconocer el estado de conservación de ríos vadeables en México, con la finalidad de proponerlas dentro de un modelo de Biomonitoreo.

2. MARCO TEÓRICO

2.1. Biodiversidad

El término de Biodiversidad fue utilizado por primera vez en 1985 por Walter Rosen del National Research Council de los Estados Unidos como contracción de “Diversidad biológica”, sin embargo, el término se refiere a todas las formas de vida que se encuentran en la tierra, por lo que no se limita al número de especies que han existido a lo largo de la historia, sino que también incluye la variación genética de individuos, poblaciones, ecosistemas y biomas (Wilson, 1988). Conocer el estado de la diversidad de cualquier área tiene un alto nivel de complejidad debido a los flujos de materia y energía que ahí se presentan, a su estacionalidad y a la relación que tiene con las actividades productivas, a la falta de conocimiento acerca de la riqueza biológica y la estructura y funcionamiento de los ecosistemas en estudio. En México las principales estrategias de conservación de la biodiversidad se enfocan en el diseño e implementación de programas dirigidos a la protección de especies particulares, uso sustentable y recuperación de los ecosistemas y con ello la de los servicios ambientales importantes para la sociedad (SEMARNAT, 2019). Los cambios en la biosfera han sido impulsados principalmente por la producción de bienes y servicios y el consumo acelerado, por lo que hoy en día se reconoce que el actual sistema socioeconómico depende de la integridad del planeta, de ahí la importancia de generar información que permita conocer con mayor detalle los efectos que tienen las actividades humanas sobre los ecosistemas, así como avanzar en el camino hacia la sustentabilidad.

2.2. Biomonitorio

El biomonitorio es un conjunto de estrategias metodológicas que permiten conocer y dar seguimiento al estado de conservación de los ecosistemas acuáticos y ha cobrado importancia por tratarse de métodos precisos, económicos, fácil de implementar y que permiten detectar disturbios ambientales de manera temprana. Estas metodologías inicialmente se basaron en el concepto de especie indicadora o bioindicadores, que de acuerdo con Morais et al. (2009), Pratt et al. (2009) y Bonada et al. (2006), son organismos o comunidades de estos organismos que, por su presencia, menor o mayor abundancia, indican el nivel de preservación o estado de un hábitat. Existen indicadores biológicos que permiten estimar indirectamente el estado y funcionamiento de los ecosistemas y de las especies que habitan en un ecosistema, estos deben cumplir con ciertas características, entre las más relevantes están: presentar una tolerancia reducida porque de ser muy resistentes algunas alteraciones pasarían desapercibidas, deben aportar información biológicamente relevante, su abundancia debe permitir la toma de muestras periódicamente sin comprometer la estabilidad del

ecosistema, ser lo suficientemente resistentes para ser manipulados y transportados al laboratorio, fáciles de identificar y que no requieran de equipos caros o complejos para su monitoreo (González-Zuñiga y Vallarino, 2014).

Los organismos que habitan estos ecosistemas son los que se ven mayormente afectados y pueden proveer de información sobre la situación de su hábitat, en especial los macroinvertebrados acuáticos (MA) que responden en el corto plazo. Los macroinvertebrados acuáticos son uno de los grupos biológicos más ampliamente usados como indicadores de calidad del agua debido a que cuentan con muchas de las características que se esperan de un indicador como su alta diversidad y su relación con las características hidrogeomorfológicas, fisicoquímicas y biológicas de los ecosistemas acuáticos, además se encuentran entre los preferidos en el biomonitoreo de los ecosistemas lóticos porque: son abundantes, fáciles de recolectar, sus ciclos de vida son lo suficientemente largos para detectar alteraciones en el ambiente, son visibles a simple vista y se pueden cultivar en el laboratorio. Además de que es relativamente sencillo identificar a estos organismos hasta un nivel taxonómico de familia y pueden ser reconocidos por personas no experimentadas mediante registros fotográficos de identificación taxonómica (Pérez- Munguía et al., 2007). Se aprovecha su sensibilidad a determinados estresores ambientales para detectar los daños que puede sufrir toda la biota del ecosistema, además de otras características de distribución, abundancia, dispersión y éxito reproductivo que pueden ser usadas como estimadoras del estatus de otras especies o condiciones ambientales de interés que resultan difíciles, inconvenientes o costosas de medir directamente (Heink y Kowarik, 2010). Sin embargo, la respuesta de estas especies no es uniforme y depende de su capacidad para responder y adaptarse a nuevas condiciones climáticas (González-Zuñiga y Vallarino, 2014). Los estudios a largo plazo han permitido encontrar especies indicadoras, en las cuales el consenso es que si se encuentran presentes se trata de un sistema conservado, mientras que, contrariamente su ausencia indica degradación en el sistema.

Debido a que las especies o taxones, muestran distintos grados de sensibilidad a los estresores y alteraciones ambientales, conviene reconocer que la presencia de especies muy sensibles indica determinadas condiciones ambientales; por ejemplo, la presencia de plecópteros de la familia Perlidae en un arroyo, indican aguas cristalinas, aguas frescas con una temperatura modal inferior a 17°C, con un contenido de oxígeno disuelto superior al 70%, con baja conductividad eléctrica debido a que tiene pocos iones disueltos; en su conjunto esto refleja agua de calidad Buena a Excelente, conforme al Índice de Calidad del Agua (CONAGUA, 1995); y por supuesto no se requiere de mediciones de calidad del agua para reconocer su estatus. Por otro lado, también indican que los sustratos del cauce están en condiciones excelentes para favorecer la presencia de comunidades complejas de macroinvertebrados acuáticos.

Usar la presencia de esta familia en un arroyo para reconocer la calidad del agua y del ambiente, es campo de la bioindicación; sin embargo, la ausencia de esta familia no necesariamente indica lo contrario, a menos que se tenga evidencia de que estuvo presente, lo que sería resultado del biomonitoreo en el corto o mediano plazo.

Por otro lado, es importante destacar que el nivel Taxonómico de familia es suficiente para lograr interpretaciones válidas y asertivas respecto al estado de conservación de los ambientes acuáticos (Cárdenas-Castro et al., 2018; Williams y Gaston, 1994; Hinselhoff, 1988 y Armitage et al., 1983). Lo que es una ventaja importante, puesto que la identificación taxonómica de las familias de macroinvertebrados acuáticos es un proceso relativamente fácil, que puede hacerse por comparación fotográfica y no requiere de un fuerte entrenamiento científico.

Los macroinvertebrados acuáticos, son organismos de un tamaño relativamente grande, su cuerpo mide más de 0.5 mm pero habitualmente mayores de 3 mm y en los más grandes el tamaño oscila entre los 65 y 70 mm. Comprenden un amplio grupo de animales principalmente de los phyla Hydrozoa, Platyhelmintha, Nematoda, Annelida, Mollusca, Bryozoa y Arthropoda; con una amplia variedad de clases y órdenes, principalmente de artrópodos (insectos, arácnidos y crustáceos) y dentro de éstos dominan los insectos (en especial sus formas larvarias), la clase Insecta con frecuencia representa más del 80 % de las diferentes familias presentes en una muestra y también son los más abundantes, hasta el 89% de la abundancia total de una muestra de macroinvertebrados acuáticos está contenida en familias de insectos.

Los modelos de biomonitoreo deben cumplir con elementos que faciliten su uso por parte de las comunidades, puesto que son los habitantes locales los más indicados para vigilar el estado de conservación de los recursos naturales, se trata de proveer con instrumentos de monitoreo dentro de marcos como los propuestos en procesos conocidos como Ciencia Ciudadana (CC) y Monitoreo Comunitario Participativo (MCP). La Ciencia Ciudadana se centra en proyectos que amplían la comprensión y entendimiento de la recopilación de información de fenómenos que superan la capacidad financiera y logística de la comunidad científica, lo que también mejora significativamente el alcance de observación de los científicos y la capacidad de los ciudadanos en el conocimiento de su región (Flores-Díaz et al., 2013). En cambio, el Monitoreo Comunitario Participativo involucra no solo a un sector de la comunidad, sino también a todos los ciudadanos, instituciones de gobierno, industrias y academia interesados en monitorear, dar seguimiento y respuesta a asuntos de interés público. Mismo que busca vincular a los grupos comunitarios con las técnicas apropiadas para el entendimiento y protección de su región en favor de una vida sustentable y más saludable (Flores-Díaz et al., 2013). Es por eso que la educación, conciencia ambiental, trabajo académico y colaboración institucional se integran en la participación de la gestión de los recursos acuáticos en el México, ante la urgente

necesidad de monitorear el estado de conservación de estos importantes cuerpos de agua, por lo que, la participación en los modelos comunitarios es horizontal con un mismo nivel de compromiso por parte de los actores.

Entre las múltiples herramientas desarrolladas con fines de biovaloración y biomonitoreo de ambientes acuáticos, se ha privilegiado el uso de los MA, por las siguientes razones (Roldán 2003, Porter et al., 2000; Barbour et al., 1999; Dall, 1995; Rosenberg & Resh, 1993; Karr, 1993; Plafkin et al., 1989; Metcalfe, 1989 y Hellawell 1986):

1. Son abundantes, de amplia distribución y fáciles de recolectar.
2. Son organismos relativamente sedentarios y por lo tanto representativos del área donde son colectados.
3. Sus ciclos de vida son suficientemente largos y su permanencia en el curso de agua les permite detectar cualquier alteración del medio ambiente.
4. Poseen altos grados de sensibilidad a los factores de perturbación y responden a las sustancias contaminantes presentes tanto en el agua como en los sedimentos.
5. Presentan los efectos de las variaciones ambientales en corto tiempo.
6. Viven y se alimentan en o sobre los sedimentos donde tienden a acumularse las toxinas, las cuales son incorporadas a la cadena trófica a través de ellos.
7. Son fuente primaria de alimento de muchos peces y tienen una importante participación en la degradación de la materia orgánica y el ciclo de nutrientes.
8. Su muestreo es relativamente sencillo al igual que su identificación a nivel de familia.
9. Otra ventaja radica en que tras una perturbación necesitan de un tiempo mínimo de recolonización, por lo que los efectos de la misma pueden detectarse varias semanas después de que ésta se produzca.
10. Son visibles a simple vista.
11. Se pueden cultivar en el laboratorio.
12. Varían poco genéticamente.

Además, se han hecho importantes aportes por distintos autores y agencias ambientales que han propuesto la valencia de tolerancia tanto a varias familias como a géneros de MA; esto permite reconocer sobre el valor de tolerancia medio de las comunidades muestreadas, lo que ayuda a reconocer de manera muy rápida si las condiciones ambientales del sitio aún permite la colonización y establecimiento de familias muy intolerantes a los impactos ambientales y de esa manera tener una aproximación rápida al estado de conservación del lugar en estudio. Por otro lado, el uso de los gremios tróficos y hábitos de vida conocidos para la mayoría de las familias de MA, también permite reconstruir aproximaciones del estado de conservación de los

ecosistemas acuáticos. Por ejemplo, los organismos de hábitos fijos demandan la presencia de sustratos “limpios” para su establecimiento y los organismos de hábitos raspadores, demandan que exista en los sustratos materia viva “alimento” para subsistir. De esta manera encontrar familias muy intolerantes o intolerantes, de hábitos fijos y raspadores, nos permite concluir rápidamente y con certidumbre sobre el estado de conservación del ecosistema o lugar de interés.

Desde la perspectiva del biomonitoreo, una muestra de MA es como tener en las manos una fotografía instantánea de las condiciones prevalecientes en el lugar en el momento del muestreo, esto debido a que las comunidades de MA responden muy rápidamente a los estresores ambientales.

2.3. Cuenca hidrográfica

Se considera al manejo de cuencas como el “uso integrado de agua, tierra y vegetación en un área de drenaje geográficamente discreta para el beneficio de sus residentes, con el objetivo de proteger y conservar los servicios hidrológicos que la cuenca provee, y de reducir y evitar los impactos negativos aguas abajo y en el subsuelo” de acuerdo con el Banco Mundial (2008). Sin embargo, en otras definiciones se le considera como la integración de elementos y procesos dentro de un espacio geográfico definido en el que transcurre el movimiento superficial del agua a unas determinadas condiciones de clima, relieve, suelo y vegetación que regulan los procesos hidrológicos y que a su vez ayudan a determinar la cantidad y calidad del agua, así como su distribución espacial y temporal, pero también es considerada el espacio geográfico en el que las dimensiones sociales y las biofísicas se integran (Burgos et al., 2015).

Dentro de las cuencas se concentran todas las aguas que caen y fluyen por el sistema de corrientes hacia un mismo punto (río, lago o mar), este espacio está delimitado por un parteaguas o divisoria de aguas a partir del cual escurre el agua hacia el centro o salida de la cuenca. Se consideran cuencas exorreicas o cerradas cuando tienen una o más salidas, mientras que si no tienen salida se trata de cuencas endorreicas o abiertas. Una cuenca puede tener una o más subcuencas y esta a su vez, microcuencas, la cuales escurren hacia algún punto del cauce principal de la cuenca. Las cuencas abarcan territorios mayores a 50 mil hectáreas, una subcuenca entre 5 mil y 50 mil, y una microcuenca menos de 5 mil hectáreas. Dentro de una cuenca se pueden reconocer tres zonas: alta, media y baja. La zona alta de la cuenca corresponde a áreas montañosas, la zona media es donde el agua de la zona alta se junta definiendo al cauce principal, y desemboca en la zona baja.

El agua, además de ser un componente natural que interviene en procesos fisicoquímicos y ecológicos como la erosión, sedimentación, dilución y distribución espacial, es también un importante componente social dentro de las cuencas. Además, es importante conocer la calidad del agua, las características químicas, físicas y

biológicas que determinan el uso o usos que se le puede dar. Calificar la calidad del agua es considerado como un proceso complejo debido a la cantidad de parámetros que se requieren determinar, es por eso que un índice de calidad de agua resume o sintetiza todas esas variables y expresa en un solo número la condición del agua, que permite evaluar los cambios temporales y espaciales.

En México se cuenta con Normas Oficiales Mexicanas (NOM) y Normas Mexicanas (NMX) las cuales establecen los parámetros y técnicas para la determinación de la calidad del agua. Las NOM son de carácter obligatorio y elaboradas por Dependencias Federales; y NMX son de carácter voluntario y expedidas por la Secretaría de Economía y el sector privado, mediante Organismos Nacionales de Normalización (ONN). La normalización es un proceso para regular actividades desempeñadas por distintos sectores, tanto públicos como privados.

En el sector Medio Ambiente, la normativa es elaborada por la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) y la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), las cuales reconocen la importancia del Agua y la incluyen en la clasificación tanto de Normas Oficiales Mexicanas, como es el caso de las que tratan sobre la conservación, seguridad y calidad en la explotación, uso, aprovechamiento y administración de las aguas y bienes nacionales con el fin de garantizar el derecho al acceso, disposición y saneamiento de agua para un consumo personal y doméstico de forma suficiente, salubre, aceptable y accesible; como de Normas Mexicanas en materia de análisis del agua para aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas (CONAGUA, 2016).

2.4. Integridad ecológica

La necesidad de preservar la integridad de los ecosistemas naturales, es decir su estructura y funcionamiento, ha permitido apreciar gradientes de degradación debidos a la antropización de la naturaleza que va desde los ecosistemas prístinos hasta las áreas urbanas o menos naturales que no cuentan con la biodiversidad y resiliencia ecológica esperada (Equihua-Zamora et al., 2014).

De acuerdo con Manuel-Navarrete et al. (2001), hasta ahora no se tiene una definición de integridad ecológica, pero sí los acuerdos sobre la importancia de generar un marco conceptual y medidas prácticas que permitan evaluar el impacto antropogénico, así como mantener la tensión ambiental dentro de los límites aceptables que permiten conservar la integridad de los ecosistemas naturales. En 1975 la EPA (Environmental Protection Agency) comenzó la búsqueda en la definición del concepto de integridad y fue hasta 1978 que el Acuerdo sobre Calidad del Agua en los Grandes lagos de América del Norte promovió para este concepto un carácter operativo y de aplicación a los ecosistemas de esa región (Equihua-Zamora et al., 2014). Ya para mediados del siglo XX el concepto de integridad ecológica era ampliamente usado en los

instrumentos de regulación ambiental de Estados Unidos y a su vez considerado en México como una meta en el manejo responsable de los ecosistemas con criterios de sustentabilidad ambiental.

Por lo tanto, si un ecosistema con una alta integridad puede mantener su estructura y funcionamiento en condiciones ambientales cambiantes por causas naturales o antropogénicas se dice que es un ecosistema resiliente que es capaz de resistir estas presiones y de regular su velocidad de recuperación hacia un estado óptimo natural o prístino (Ludwig et al., 1997). Sin embargo, si el interés se centra únicamente en las funciones del ecosistema como servicios ambientales se recomienda hablar de salud ecológica en lugar de integridad ecológica (Karr, 1996; Costanza y Mageau, 1999; Costanza, 2012).

2.5. Ecosistemas acuáticos

Los ríos vadeables son considerados lo suficientemente someros (poco profundos) para ser cruzados sin la necesidad de botes o canoas lo que facilita ampliamente muestreos para su estudio (EPA, 2006). Sin embargo, para conocer la condición de estos ecosistemas no basta con determinar la condición del agua, también es importante la evaluación del hábitat en general mediante la determinación de la estructura física circundante puesto que esta influye en la calidad del agua y en la condición de las comunidades acuáticas que ahí habitan, como lo son la variedad y cantidad del sustrato, la morfología del canal, estructura de las riberas y vegetación riparia; además de los procesos geomorfológicos que permiten comprender el funcionamiento de los ríos y arroyos. Ver a un sistema lótico únicamente desde la perspectiva longitudinal es limitada, puesto que tanto los movimientos verticales como los laterales del agua, la energía, los materiales y los organismos, así como los cambios de estos en el tiempo también influyen en la configuración de los cauces, por lo que es necesario considerar una perspectiva tetradimensional (longitudinal, transversal, vertical y temporal) para definir a un sistema lótico (Pérez- Munguía et al., 2007).

La unidad de estudio más común de los cauces es el tramo, la NMX-AA-159-SCFI-2012, lo establece como cinco veces el ancho de la ribera máxima más la zona federal, sin embargo, sin embargo, para otros autores equivale a 40 veces el ancho de ribera máxima (Barbour et al., 1999), puesto que en este espacio se encuentra toda la variabilidad posible en cuanto a sus estanques, rabiones, materiales del sustrato y constitución de las riberas. La configuración de estos cauces obedece a procesos geomorfológicos como la erosión, transporte y depósito de sedimentos que corresponden al tipo de valle en donde se encuentran ubicados, siendo éstos estructuras o geoformas que se asocian al relieve del paisaje. Estos procesos se asocian con la conducción del agua y obedecen a modelos de disipación de energía

dentro del cauce regulados por los elementos del paisaje. La energía que se disipa es consecuencia del “poder de la corriente”, fenómeno que se determina a partir del peso específico del agua del sitio, el gasto o descarga y la pendiente del cauce. Este fenómeno actúa a partir del punto de máxima profundidad o “thalweg” (del alemán “El camino”) que representa el máximo nivel de disipación de energía que modela la construcción del cauce. Cuando el thalweg se encuentra más cerca de una orilla el poder de la corriente erosiona esa ribera, mientras que en la otra ribera se deposita lo excavado aguas arriba; este proceso determina la sinuosidad del cauce que se incrementa en zonas con pendientes menores al 3%, mientras que en zonas con pendientes mayores los cauces tienden a ser menos sinuosos. El tamaño y distribución del sustrato también dependen del poder de la corriente puesto que en zonas con mucha pendiente y velocidades mayores a 3 m/s los sustratos están constituidos principalmente por rocas grandes mientras que en zonas de menor pendiente y velocidades menores los sustratos tienden a ser más pequeños. Por lo tanto, la relación entre el paisaje, el cauce y los modelos de disipación de energía permite distinguir las tres zonas funcionales dentro de una cuenca: zona erosiva, zona de transferencia y zona de depósito (Pérez-Munguía et al., 2014).

Se conocen tres tipos de descargas de agua: la dominante o formadora del canal, la cual se encarga de los procesos geomorfológicos que dependen del thalweg y se encuentra presente durante todo el año; la descarga efectiva es la que ocurre en la época de inundaciones, conecta a las tierras laterales con el cauce y tiene un periodo de retorno de 5 años; y la descarga de ribera máxima o bankfull tiene un periodo de retorno de por lo menos una vez cada 1.5 años y es a partir del límite de esta descarga que se pueden determinar otras variables para conocer la morfología del cauce (Pérez-Munguía et al., 2007).

Los tipos de corriente son una consecuencia de la estructura general del paisaje en donde se encuentran, y partiendo de la relación del tipo de valle y tipo de cauce esta metodología establece que mientras no se altere la naturaleza del valle tampoco cambia la del cauce. Por lo anterior, un cauce que mantiene su estructura natural conserva los procesos de control y autodepuración de las corrientes, así como su estabilidad ecosistémica. Con la metodología de Rosgen (1996) se puede determinar el tipo de corriente de los ríos y arroyos, así como identificar posibles impactos ecohidrológicos presentes con base en un sistema de niveles que permite conocer la morfología de los cauces a partir de la relación del límite de la ribera máxima con otras variables.

3. ANTECEDENTES

Desde inicios del siglo XX, Kolkwitz y Marson (1908) definieron el concepto de Indicador Biológico basándose en macroinvertebrados acuáticos como indicadores del grado de contaminación en ecosistemas lóticos y con lo que desarrollaron el índice biótico más antiguo, fue con base a ello que se comenzaron a desarrollar otros métodos para evaluar la integridad biótica y el estado de conservación de estos ecosistemas. Así surgió el Índice Biológico Global Normalizado en Francia, sin embargo, éste índice no solo depende de los macroinvertebrados como indicadores, sino también de la calidad del entorno físico que engloba desde la estructura del fondo hasta el estado de la orilla del río (Pérez-Munguia et al., 2020).

Pero las necesidades de abastecimiento y uso del agua para las diversas actividades humanas, condujo a poner más atención en la calidad del agua, no desde una perspectiva ecológica, sino desde una visión utilitarista de los recursos acuáticos. En este sentido, Horton (1965) y Liebman (1969), fueron los pioneros en generar una metodología para determinar la calidad del agua, pero fue hasta los años setenta que comenzó a tener más importancia por las agencias de monitoreo de aquel tiempo. En 1970, Brown et al., desarrollaron un índice general de calidad que después fue mejorado por la Fundación Nacional de Saneamiento (NSF por sus siglas en inglés). El resultado fue el IWQ o Índice de calidad del agua, conocido como ICA. Este índice está basado en nueve parámetros de carácter químico, físico y biológico: DBO₅, OD, coliformes fecales, nitratos, pH, cambio de temperatura, SDT, fósforo total y turbiedad (Valdés-Basto, 2011).

En México se usaba un Índice de calidad del agua basado en una modificación propuesta por León-Vizcaíno en 1991, que mide el grado de contaminación del agua al momento del muestreo en el que el 0% representa a agua altamente contaminada mientras que el 100% corresponde a aguas de excelente calidad (Pérez-Munguia et al., 2007). Este índice está normalizado, es confiable y preciso; sin embargo, representa una desventaja costo-eficiente al requerir de equipo, instalaciones y personal altamente capacitado para la toma y análisis de muestras; además es poco informativo al solo representar a la contaminación orgánica del sistema y no tener bases ecológicas. Por lo anterior, se ha optado por utilizar un índice simplificado de calidad del agua (ISCA), el cual utiliza únicamente cinco parámetros que dan una puntuación entre 0 y 100 a la calidad del agua, en la que un agua apta para todos los usos debe tener más de 85 puntos, mientras que si tiene menos de 30 no es apta para ningún uso (Pérez-Munguia et al., 2007). A partir del 2005, la COANAGUA ha optado por el uso de la DBO₅, la DQO, los SST y coliformes totales, como las variables para reconocer la calidad del agua y vincularlas a la NOM-127-SSA1-1994, y a su respectiva modificación (2000), misma que establece el control sanitario del agua para uso y consumo humano; además del uso de los Criterios Ecológicos de calidad del agua

(CE-CCA-001-1989) e índices de diversidad con organismos bentónicos (SEMARNAT, 2019).

Sin embargo, estos monitoreos solo dan información acerca del agua y no información sobre la respuesta de los ecosistemas acuáticos a los impactos que sufre. Por lo anterior, se han desarrollado índices como el Índice de diversidad, el índice de similitud y los índices bióticos. Pero por sí solos, los Índices de diversidad y de similitud no reflejan la condición del ambiente, a diferencia de los Índices bióticos (Pérez-Munguía et al., 2007). En 1981, Karr y Dudley desarrollaron un índice de integridad biótica (IIB) para evaluar la condición de los ecosistemas acuáticos basado en comunidades de peces que después fue utilizado por Lyons et al. (1995) en arroyos y ríos pequeños y también Lyons et al. (2000) en lagos de México. Otro de los índices bióticos más populares basado en macroinvertebrados acuáticos es el BMWP (Biological Monitoring Working Party), mismo que ha sido adaptado en muchos países de América del sur (Prat et al., 2009).

Los índices de integridad biótica son considerados los mejores métodos para evaluar la integridad del ambiente, sin embargo, el poco impacto que han tenido en México se debe a que las autoridades basan el monitoreo de agua únicamente en aspectos fisicoquímicos y de contaminación orgánica. Es por eso que resulta útil combinar estos índices con valoraciones geomorfológicas, de calidad del agua y de calidad ambiental visual, ya que permiten no solo detectar la contaminación orgánica del agua sino también otros tipos de contaminación y alteraciones presentes. La diferencia entre los indicadores biológicos y los fisicoquímicos, es la ventaja de ser más económicos y que incluyen un componente temporal que integra condiciones pasadas y actuales, y no solo las condiciones al momento del muestreo (Bellard et al., 2012). Lo anterior permite la obtención de información relevante para detectar de manera temprana las alteraciones que pueden afectar a los ecosistemas. Además, puesto que es poco práctico monitorear todos los componentes biológicos y físicos de cualquier ecosistema, se aprovecha la sensibilidad de los bioindicadores con el objetivo de proteger no solo la especie bioindicadora, sino también todas las especies en el ecosistema, protegiendo sus procesos evolutivos y ecológicos, así como las relaciones con su hábitat (González y Vallarino, 2014).

A finales del siglo XX, Barbour et al. (1999) propusieron los Protocolos Rápidos de Bioevaluación que comprenden una evaluación integrada por la comparación del hábitat, la estructura física y el régimen de flujo, la calidad del agua y las mediciones biológicas con condiciones de referencia definidas y empíricas, obtenidas de sitios de referencia actuales y bases de datos históricos y/o de modelación. En la geomorfología de los ríos se analizan los ecosistemas acuáticos desde una perspectiva tetradimensional para identificar los límites en la estructura del cauce, lo que permite identificar los parámetros que afectan la estabilidad de las corrientes (FISRWG, 2001).

Para encontrar el tipo de corriente de un río se recomienda seguir la metodología propuesta por Rosgen en 1996, y dada la relación entre la topografía de la cuenca y el tipo de río, de encontrarse algo diferente a lo esperado podría detectarse la existencia de alteraciones en el ecosistema lótico. También, Barbour et al. (1999) desarrollaron un método para determinar la calidad ambiental visual a partir de los componentes de la estructura del hábitat que permite evaluar la calidad de las riberas del cauce por separado y de acuerdo a si trata de gradiente alto o bajo.

En México hoy en día, el enfoque de cuenca hidrográfica como espacio geográfico para la reconstrucción de la relación de la sociedad con la naturaleza y la aplicación de criterios de sustentabilidad, representa una estrategia que fomenta la colaboración social con la gubernamental. Las cuencas permiten identificar los impactos de las actividades antropogénicas, así como la alteración en los servicios ecosistémicos que provee, con lo que se incorpora el entendimiento de la dinámica de los ecosistemas en la gestión y planificación del agua en el país, sin embargo, aún es considerado como un proceso en construcción (Burgos et al., 2015). En la región suroeste del México se han implementado los cuatro ejes mencionados: la determinación del tipo de corriente, el índice de calidad del agua, la calidad ambiental visual y el índice de integridad biótica, para determinar el estado ecosistémico de cauces vadeables en la cuenca del Río Copalita en Oaxaca (Pérez-Munguia et al., 2020). y se encontró que la integración de estas metodologías permite identificar elementos estructurales y funcionales de los ecosistemas acuáticos para estimar una aproximación de sus procesos ecológicos y el grado de deterioro ambiental que presentan recomendando a su vez aplicar estas metodologías durante el periodo de estío debido a los efectos que pudieran causar los caudales de la época de lluvia y considerar las alteraciones en las áreas de inundación y ribera máxima (Pérez-Munguia et al., 2020). En otros estudios se confirma el incremento en la densidad de macroinvertebrados durante épocas de menor precipitación lo que favorece el muestreo de los mismos (Rodríguez Barrios et al., 2007).

Se han realizado otros estudios donde consideran a los macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos con la calidad el agua, geomorfología y calidad ambiental visual (Molina León et al., 2018; Arango et al., 2008; Baptista et al., 2007; Amado Álvarez et al., 2006; Muñoz-Riveaux et al., 2003), entre los que destacan el estudio de éstos indicadores hasta un nivel taxonómico de género en la Cuenca del Río Purungueo, en el que se demostró la importancia del nivel taxonómico debido a la diferencia de valencias de tolerancia encontradas (Pérez-Munguia y Ponce-Saavedra, 2015); y en el estudio del Río Chiquito a través del cual se demostró que gracias a la metodología aplicada es posible determinar el estado de conservación del ecosistema para dirigir los esfuerzos en su conservación y restauración, que en el caso de este río a resultado de manera positiva recuperando sus procesos ambientales y funcionales a lo largo de los últimos diez años (Pérez Munguia et al., 2020).

4. JUSTIFICACIÓN

Los ecosistemas acuáticos al igual que los ecosistemas terrestres se caracterizan por tener la capacidad de resistencia a los cambios y de resiliencia que los ayudan a volver a su estado original después de experimentar cambios moderados (Sánchez et al., 2007). Sin embargo, una vez que los cambios exceden los límites, el ecosistema afectado no necesariamente regresa al estado estable previo en que se encontraba con mayor diversidad y condiciones adecuadas para su funcionamiento, afectando los servicios ambientales que benefician a las comunidades y traen consigo implicaciones de fragilidad social. Este deterioro en los ecosistemas lóticos ha planteado la necesidad de encontrar la manera de evaluar su estado de conservación, mediante metodologías que permitan generar información costo-eficiente y de fácil acceso e interpretación. Por lo que es importante tener un conocimiento más completo de las condiciones de la estructura, funcionamiento y composición de especies de los ríos y arroyos es fundamental en el trabajo de prevención, conservación y restauración de los entornos acuáticos en México. Con esto se podrá contribuir en el avance de políticas públicas, así como en los objetivos de sus planes y programas para un desarrollo ambientalmente sustentable en el país.

5. HIPÓTESIS

El manejo integrado de las valoraciones de geomorfología del cauce, calidad del agua, calidad ambiental visual e integridad biótica permitirá desarrollar un modelo de biomonitoreo confiable, preciso, de carácter costo-eficiente y de fácil interpretación para reconocer el estado de conservación de ríos vadeables en México, así como los efectos e impactos que provocan las alteraciones antropogénicas sobre ellos. En este sentido, se espera encontrar al grupo de variables que mejor integren la respuesta a estos impactos y reflejen los gradientes de degradación que permitan ubicar a estos ecosistemas dentro de un modelo de prioridad de conservación y/o rehabilitación.

6. OBJETIVOS

6.1. Objetivo general

Elaborar un modelo de biomonitoreo para determinar el estado de conservación de ríos vadeables en México.

6.2. Objetivos específicos

- Identificar el tipo de corriente y las alteraciones geomorfológicas presentes en los sitios de estudio.
- Evaluar la condición visual del caudal, riberas y sustratos de los sitios de estudio.
- Evaluar la contaminación química del agua para reconocer su efecto sobre las comunidades acuáticas.
- Determinar la integridad biótica de los ríos con base en macroinvertebrados acuáticos.
- Establecer las variables que definan la condición ambiental de los sitios, así como los gradientes de variación que permitan construir un modelo de biomonitoreo para ríos vadeables en México.

7. METODOLOGÍA

Para la realización de este trabajo se recopiló información de muestreos realizados entre el 2005 y el 2020 por parte de los laboratorios de Análisis Químico “Rosa María Torres Ponce de León” y de Entomología “Sócrates Cisneros Paz” de la Facultad de Biología de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Además, se realizaron muestreos en el 2021 a cinco sitios bajo los mismos criterios de evaluación para incluir a la base de datos histórica.

7.1. Área de estudio

Se tienen en total 77 sitios de estudio muestreados en temporada de estío, donde cinco corresponden a los sitios de muestreo de este trabajo. Se ubican en 7 Regiones hidrológicas, 13 Cuencas hidrográficas y 19 Subcuencas en los estados de Michoacán, Guanajuato, Querétaro, Jalisco, Hidalgo, Guerrero, Estado de México, Oaxaca y Chiapas (Cuadro 1). De los cinco sitios muestreados, cuatro se ubican en la Cuenca del Río Cutzamala (RH18G): dos en la Subcuenca del Río Tuxpan (RH18Gc) y dos en la Subcuenca del Río Purungueo (RH18Gd); el quinto sitio pertenece a la Subcuenca del Río Copalita (RH21Ba). Para ubicar los sitios de estudio y seleccionar los sitios de muestreo se utilizaron las herramientas geográficas: Google Earth Pro y el Simulador de Flujos de Agua de Cuencas Hidrográficas V.3.2 (SIALT) del INEGI. La ubicación de las subcuencas, cuencas y regiones hidrológicas asociadas a cada uno de los sitios se muestra en la Figura 1.

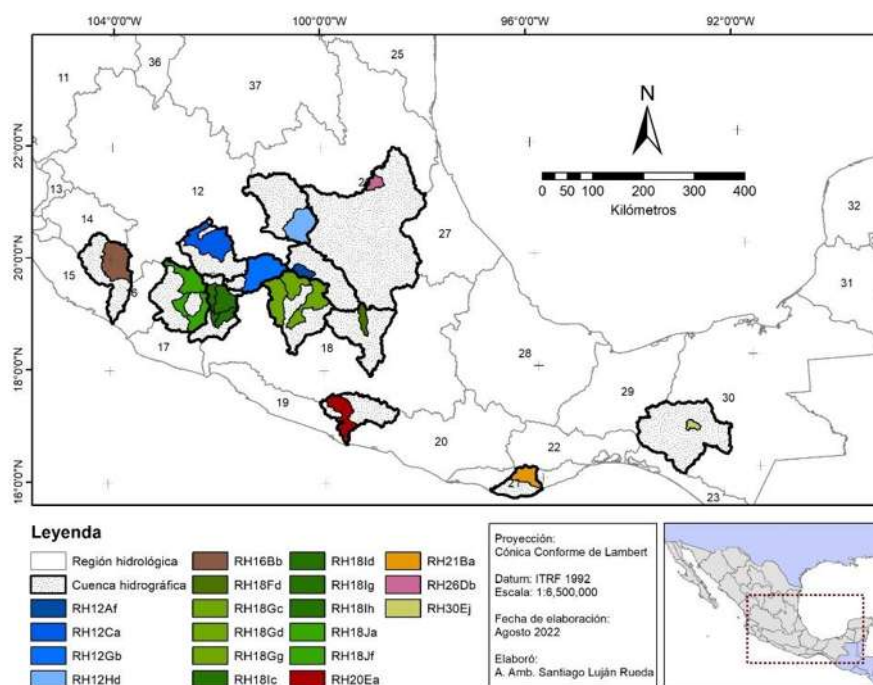


Figura 1. Subcuencas de los sitios de estudio.

Cuadro 1. Ubicación de los sitios de estudio

No	Nombre sitio	Subcuenca	Ubicación	
Región hidrológica No. 12 Lerma - Santiago				
Cuenca R. Lerma - Toluca (RH12A)				
S1	El Establo	A. Cavichi (RH12Af)	19°40'23.50"N	100°16'5.30"O
S2	Llano de las papas	A. Cavichi (RH12Af)	19°40'1.30"N	100°16'25.90"O
Cuenca R. Lerma - Chapala (RH12C)				
S3	Guanajuatillo	R. Ángulo - R. Briseñas (RH12Ca)	20°19'55.18"N	102° 0'18.07"O
S4	Las Adjuntas 5 de Oros	R. Ángulo - R. Briseñas (RH12Ca)	20°20'58.09"N	102° 1'30.19"O
S5	El Salto	R. Ángulo - R. Briseñas (RH12Ca)	20°22'50.00"N	102° 6'57.00"O
Cuenca L. de Pátzcuaro - Cuitzeo y L. de Yuriria (RH12G)				
S6	Arroyo San Miguel	L. de Cuitzeo (RH12Gb)	19°36'27.00"N	101° 7'22.00"O
S7	Aguas arriba descarga Río Bello	L. de Cuitzeo (RH12Gb)	19°38'27.00"N	101° 8'16.00"O
S8	El Infonavit	L. de Cuitzeo (RH12Gb)	19°39'52.00"N	101° 8'28.00"O
S9	Las Golondrinas	L. de Cuitzeo (RH12Gb)	19°39'58.00"N	101° 8'35.00"O
S10	Aguas abajo adjuntas RCh	L. de Cuitzeo (RH12Gb)	19°40'18.00"N	101° 8'47.00"O
S11	Las viboritas	L. de Cuitzeo (RH12Gb)	19°40'27.00"N	101° 8'58.00"O
S12	RCh Entre Presas	L. de Cuitzeo (RH12Gb)	19°40'40.99"N	101° 9'20.80"O
S13	Club Campestre Morelia	L. de Cuitzeo (RH12Gb)	19°40'50.70"N	101° 9'27.03"O
Cuenca R. Laja (RH12H)				
S14	San Pedro	R. Apaseo (RH12Hd)	20°20'20.35"N	100°17'3.34"O
S15	Presa Batán	R. Apaseo (RH12Hd)	20°30'6.93"N	100°24'49.24"O
S16	Campo de golf	R. Apaseo (RH12Hd)	20°30'39.90"N	100°25'46.43"O
S17	Pte. Coroneo	R. Apaseo (RH12Hd)	20°30'48.46"N	100°25'59.15"O
S18	Manantiales	R. Apaseo (RH12Hd)	20°30'47.48"N	100°26'2.41"O
S19	Pastizal	R. Apaseo (RH12Hd)	20°30'45.14"N	100°26'12.96"O
S20	Adjuntas	R. Apaseo (RH12Hd)	20°30'47.04"N	100°26'22.78"O
S21	Santa Barbara	R. Apaseo (RH12Hd)	20°30'58.43"N	100°26'40.26"O
Región hidrológica No. 16 Armería - Coahuayana				
Cuenca R. Armería (RH16B)				
S22	El Tecojote	R. Tuxcacuesco (RH16Bb)	20°11'53.50"N	103°45'11.04"O
Región hidrológica No. 18 Balsas				
Cuenca R. Grande de Amacuzac (RH18F)				
S23	Zempoala	R. Apatlaco (RH18Fd)	19° 2'56.59"N	99°19'8.93"O
Cuenca R. Cutzamala (RH18G)				
S24	Pucuat	R. Tuxpan (RH18Gc)	19°36'9.40"N	100°42'1.40"O
S25	Campamento el manantial Cascada	R. Tuxpan (RH18Gc)	19°38'34.70"N	100°40'17.90"O
S26	La Magollita	R. Tuxpan (RH18Gc)	19°38'50.54"N	100°40'21.18"O
S27	Aguas arriba Adjuntas	R. Tuxpan (RH18Gc)	19°45'23.80"N	100°41'8.90"O
S28	Adjuntas Río San Pedro y tributario	R. Tuxpan (RH18Gc)	19°45'18.60"N	100°41'14.00"O
S29	Grutas de Ziranda	R. Tuxpan (RH18Gc)	19°38'22.30"N	100°30'7.10"O
S30	El puerco	R. Tuxpan (RH18Gc)	19°38'22.87"N	100°21'11.98"O
S31	Dolores el puerco	R. Tuxpan (RH18Gc)	19°35'34.20"N	100°21'14.60"O
S32	El gracero	R. Tuxpan (RH18Gc)	19°34'18.19"N	100°18'16.97"O
S33	Santuario Ocampo	R. Tuxpan (RH18Gc)	19°34'45.00"N	100°19'16.10"O
S34	El salitrillo	R. Tuxpan (RH18Gc)	19°34'46.42"N	100°19'16.89"O
S35	Agua blancaTuxpan	R. Tuxpan (RH18Gc)	19°29'0.25"N	100°29'50.66"O
S36	El Venadario	R. Purungueo (RH18Gd)	19°35'6.00"N	101° 7'31.00"O
S37	Ichaqueo Cabecera	R. Purungueo (RH18Gd)	19°34'3.50"N	101° 7'50.50"O
S38	Ichaqueo Pozas	R. Purungueo (RH18Gd)	19°34'14.07"N	101° 7'39.68"O

Cuadro 1. Continuación

S39	El tanque	R. Purungueo (RH18Gd)	19°35'14.50"N	101° 6'34.78"O
S40	El campanario	R. Purungueo (RH18Gd)	19°35'18.48"N	101° 6'26.33"O
S41	Paredones	R. Purungueo (RH18Gd)	19°35'9.37"N	101° 6'5.72"O
S42	Peña del Agua	R. Purungueo (RH18Gd)	19°34'11.36"N	101° 5'2.10"O
S43	El Caracol	R. Purungueo (RH18Gd)	19°32'47.38"N	101° 7'44.47"O
S44	Copuyo	R. Purungueo (RH18Gd)	19°30'2.29"N	100°56'47.71"O
S45	Chinapa	R. Purungueo (RH18Gd)	19°24'20.16"N	100°52'45.70"O
S46	Iranche	R. Purungueo (RH18Gd)	19°15'23.58"N	100°47'42.47"O
S47	San Pedro Purungueo	R. Purungueo (RH18Gd)	19° 3'45.49"N	100°48'31.58"O
S48	Los Hoyos	R. Tilostoc (RH18Gg)	19°11'27.32"N	99°56'1.89"O
Cuenca R. Tepalcatepec - Infiernillo (RH18I)				
S49	Arroyo del Paso Hondo	P. El Zapote (RH18Ic)	19° 0'12.00"N	101°42'18.40"O
S50	Puerta La Playa	P. El Zapote (RH18Ic)	18°59'39.40"N	101°45'13.90"O
S51	El Ciruelo	P. El Zapote (RH18Ic)	18°56'47.60"N	101°53'37.90"O
S52	Patuan	R. La Parota (RH18Id)	19°23'57.00"N	101°55'5.00"O
S53	Cajones	R. La Parota (RH18Id)	19°12'30.00"N	101°54'38.00"O
S54	Minitas	R. La Parota (RH18Id)	19° 3'40.00"N	102° 0'8.00"O
S55	Rodilla del Diablo II	R. Cupatitzio (RH18Ig)	19°25'51.93"N	102° 4'28.56"O
S56	El Pescadito	R. Cupatitzio (RH18Ig)	19°25'44.00"N	102° 4'28.00"O
S57	El Manguito	R. Cupatitzio (RH18Ig)	19°20'23.00"N	102° 5'2.00"O
S58	Tequecarán	R. Cupatitzio (RH18Ig)	19°13'24.00"N	102° 3'27.00"O
S59	Puente Nueva italia	R. Cupatitzio (RH18Ig)	19° 4'47.00"N	102° 4'2.00"O
S60	La Pastoría	R. El Marqués (RH18Ih)	18°55'58.00"N	102° 3'31.00"O
Cuenca R. Tepalcatepec (RH18J)				
S61	Marqués Nueva Italia	R. Bajo Tepalcatepec (RH18Ja)	19° 1'0.19"N	102°15'13.56"O
S62	Chorros del Varal Río Apupátaro	R. Itzicuaró (RH18Jf)	19°31'1.39"N	102°34'21.27"O
Región hidrológica No. 20 Costa Chica de Guerrero				
Cuenca R. Papagayo (RH20E)				
S63	Hierba Santa	R. Papagayo (RH20Ea)	17°24'45.14"N	99°33'4.31"O
Región hidrológica No. 21 Costa de Oaxaca				
Cuenca R. Copalita y otros (RH21B)				
S64	Jalatengo	R. Copalita (RH21Ba)	16° 0'46.20"N	96°32'4.56"O
S65	Finca Copalita	R. Copalita (RH21Ba)	15°58'4.32"N	96°27'35.66"O
S66	San Cristóbal Alto	R. Copalita (RH21Ba)	16° 0'29.42"N	96°19'13.06"O
S67	Amaca	R. Copalita (RH21Ba)	15°53'49.68"N	96°11'30.70"O
S68	Barra Copalita	R. Copalita (RH21Ba)	15°49'11.22"N	96° 3'56.61"O
Región hidrológica No. 26 Pánuco				
Cuenca R. Moctezuma (RH26D)				
S69	Neblinas	R. Axtla (RH26Db)	21°16'57.93"N	99° 3'0.15"O
Región hidrológica No. 30 Grijalva - Usumacinta				
Cuenca R. Grijalva - Tuxtla Gutiérrez (RH30E)				
S70	Cuchumbac	Tuxtla Gutiérrez (RH30Ej)	16°51'11.00"N	93°18'36.00"O
S71	Paso Burro	Tuxtla Gutiérrez (RH30Ej)	16°49'45.00"N	93°16'27.00"O
S72	Villa Crisol	Tuxtla Gutiérrez (RH30Ej)	16°48'11.00"N	93°15'17.00"O
S73	Cruz Ancha	Tuxtla Gutiérrez (RH30Ej)	16°46'2.00"N	93°13'44.00"O
S74	Camino al Zapote	Tuxtla Gutiérrez (RH30Ej)	16°45'40.00"N	93°12'21.00"O
S75	San Agustín	Tuxtla Gutiérrez (RH30Ej)	16°45'57.00"N	93°10'54.00"O
S76	San Roque	Tuxtla Gutiérrez (RH30Ej)	16°43'18.00"N	93° 7'11.00"O
S77	Cerro Hueco	Tuxtla Gutiérrez (RH30Ej)	16°43'15.00"N	93° 5'19.00"O

7.2. Ejes metodológicos

7.2.1. Tipo de corriente

Se utilizó el Método de Rosgen (1996), el cuál es un modelo de clasificación de corrientes que considera la cantidad de canales, confinamiento, relación ancho/profundidad, sinuosidad, pendiente y tipo de sustrato dominante del cauce para determinar el tipo de corriente (Figura 4). Además, este método permite reconocer los efectos de distintos impactos naturales o antropogénicos sobre los procesos hidráulicos del cauce.

El proceso de levantamiento de datos se comenzó ubicando con ayuda de una estaca un punto donde claramente se distinguiera la marca de ribera máxima (Bankfull stage) en una de las riberas, estas marcas son abundantes y deben coincidir con un rabión en el caso de ríos de gradiente alto a moderado. Para localizar este punto se buscaron pequeñas áreas en las que cambia la estructura de los sedimentos debido al depósito de materiales finos, es decir, en donde terminan los sustratos del río y comienzan los de la ribera, estas marcas están determinadas por descargas con un periodo máximo de retorno de 1.5 años, equivalente al nivel de aguas máximas ordinarias (NAMO) de la CONAGUA (2018), las cuales tienen variaciones de acuerdo con las estaciones del año, es decir, presentan mayores caudales en temporada de lluvias y menores o casi nulos en temporada de estío.

Una vez ubicada la marca de ribera máxima se localizó el mismo nivel en la otra ribera con ayuda de un nivel laser de pendiente rotativo RL-H5 marca Topcon, después con una cinta métrica de 50 metros y un instrumento de nivel se midió la distancia entre ambos puntos la cual corresponde al ancho de ribera máxima (ARM).



Figura 2. Medición de profundidades del sitio S26 La Magollita.

Dependiendo del valor del ancho de ribera máxima se determinó el número de mediciones adecuadas para generar un corte seccional de profundidad del cauce con una buena representación de la variación, es decir, si el ancho del cauce es menor a dos metros las mediciones no deben estar separadas horizontalmente por más de 5 cm cada una, sin embargo, si se trata de cauces más anchos se pueden considerar lecturas cada 30 cm o más. Las mediciones verticales van desde la altura de la ribera máxima hasta el fondo del cauce, de estas mediciones la mayor de ellas corresponde al valor de máxima profundidad, el cual se utiliza en la determinación del ancho del área de inundación (AAI). Además, si a estas mediciones se resta la distancia entre el agua y la altura de la ribera máxima se pueden conocer las profundidades del cauce activo, es decir, el que en ese momento lleva agua.

La altura del área de inundación es dos veces el valor de máxima profundidad del ARM por lo que, para determinar el ancho del área de inundación (AAI) se colocó el estadal topográfico sobre la marca de ribera máxima, se niveló en ambas riberas y se midió la distancia entre ambas marcas. Este nivel ocurre con un periodo máximo de retorno de cinco años y es equivalente al nivel de aguas máximas extraordinarias (NAME) de la CONAGUA (2018).

Para determinar los parámetros que establece el método de Rosgen se siguen las siguientes formulas:

1. **Canales.** Se identifica si se trata de un cauce de un solo canal o de múltiples canales, ya sea mediante observación en campo o fotografías aéreas; los únicos tipos de corriente de múltiples canales son los D y los DA.
2. **Tasa de confinamiento (TC).** Es la relación entre el ancho del área de inundación (AAI) y el ancho de ribera máxima (ARM).

$$TC = \frac{AAI}{ARM} \quad (1)$$

3. **Relación ancho profundidad (A/P).** Es la relación entre el ancho de la ribera máxima (ARM) y la profundidad media (P).

$$A/P = \frac{ARM}{P} \quad (2)$$

La profundidad media es el promedio de las profundidades desde el nivel de la ribera máxima hasta el fondo del cauce. Se debe tomar la cantidad de

mediciones que mejor represente el corte seccional de profundidad del cauce dependiendo del ancho del mismo.

$$P = \frac{\sum P_i}{P_n} \quad (3)$$

4. **Sinuosidad (K).** Se refiere a la relación entre la longitud del cauce (l_c) y la longitud del valle (l_v) entre al menos dos meandros dentro de un tramo del cauce.

$$K = \frac{l_c}{l_v} \quad (4)$$

En ríos con ancho de cauce mayor a 20 metros se considera al tramo como 40 veces el ancho de la ribera máxima y se recomienda el uso de herramientas geográficas para medir su sinuosidad.

5. **Pendiente (GP).** Es la relación entre la altura con respecto a un talud (h) y una distancia (d) mayor a 30 metros en un tramo del cauce.

$$GP = \frac{h}{d} \quad (5)$$

6. **Sustrato dominante.** Es el tamaño de partícula más frecuente en el cauce y se obtiene mediante el Método D_{50} (Bunte y Abt, 2001), el cual se basa en la determinación de la frecuencia acumulada de sustratos y el tamaño de partícula donde se acumula el 50% corresponde al sustrato dominante. Las partículas pueden ser cieno, arena, grava, guijarros, rocas o roca madre de diversos tamaños (Cuadro 2). Para la medición, se recoge el sustrato sin ver el fondo, se toma el primero que se toque con los dedos y se mide el diámetro en diagonal, esto se hace hasta completar 100 lecturas caminando en línea recta y usando desplazamientos diagonales con respecto a las riberas (Figura 3).

Si al aplicar el método se encuentran inconsistencias, esto es un indicador de posibles alteraciones en el cauce y serán las observaciones de campo las que orienten a la mejor apreciación sobre la causa del impacto declarado. Además, para complementar la determinación del tipo de corriente se puede utilizar su relación con el tipo de valle, lo que a su vez mejora la apreciación de los impactos identificados.

Cuadro 2. Sustratos y tamaños de sustratos.

No.	Sustrato	Subcategorías	Tamaño (mm)
1	Cieno/Arcilla	Cieno/Arcilla	<0.062
2	Arena	Arena muy fina	0.062-0.125
3	Arena	Arena fina	0.125-0.25
4	Arena	Arena mediana	0.25-0.50
5	Arena	Arena gruesa	0.50-1.0
6	Arena	Arena muy gruesa	1.0-2.0
7	Grava	Grava muy fina	2.0-4.0
8	Grava	Grava fina	4.0-7.8
9	Grava	Grava mediana	7.8-16
10	Grava	Grava gruesa	16-32
11	Grava	Grava muy gruesa	32-64
12	Guijarros	Guijarros pequeños	64-128
13	Guijarros	Guijarros grandes	128-256
14	Rocas	Rocas pequeñas	256-512
15	Rocas	Rocas medianas	512-1024
16	Rocas	Rocas muy grandes	1024-2048
17	Roca madre	Roca madre	>2048

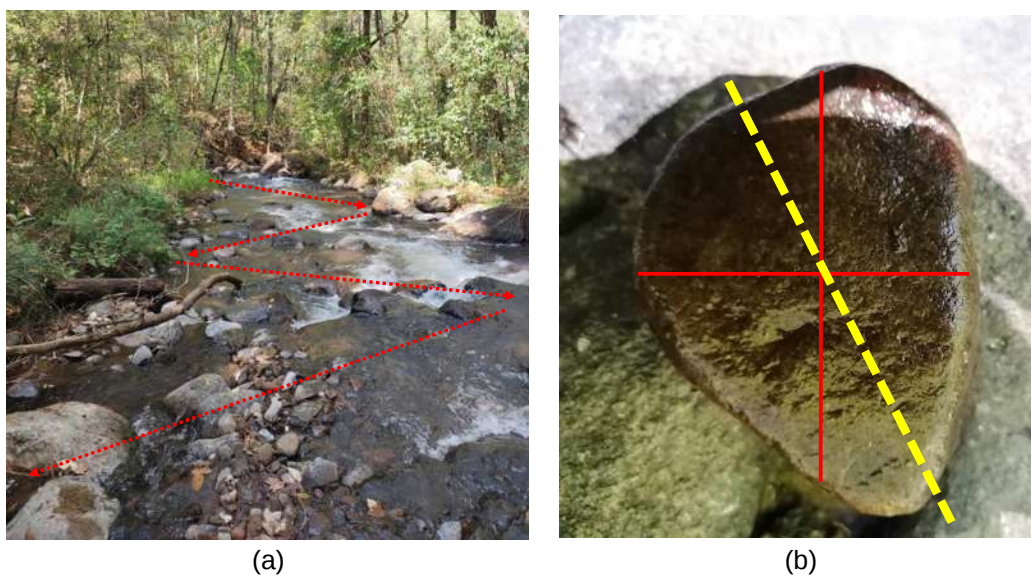
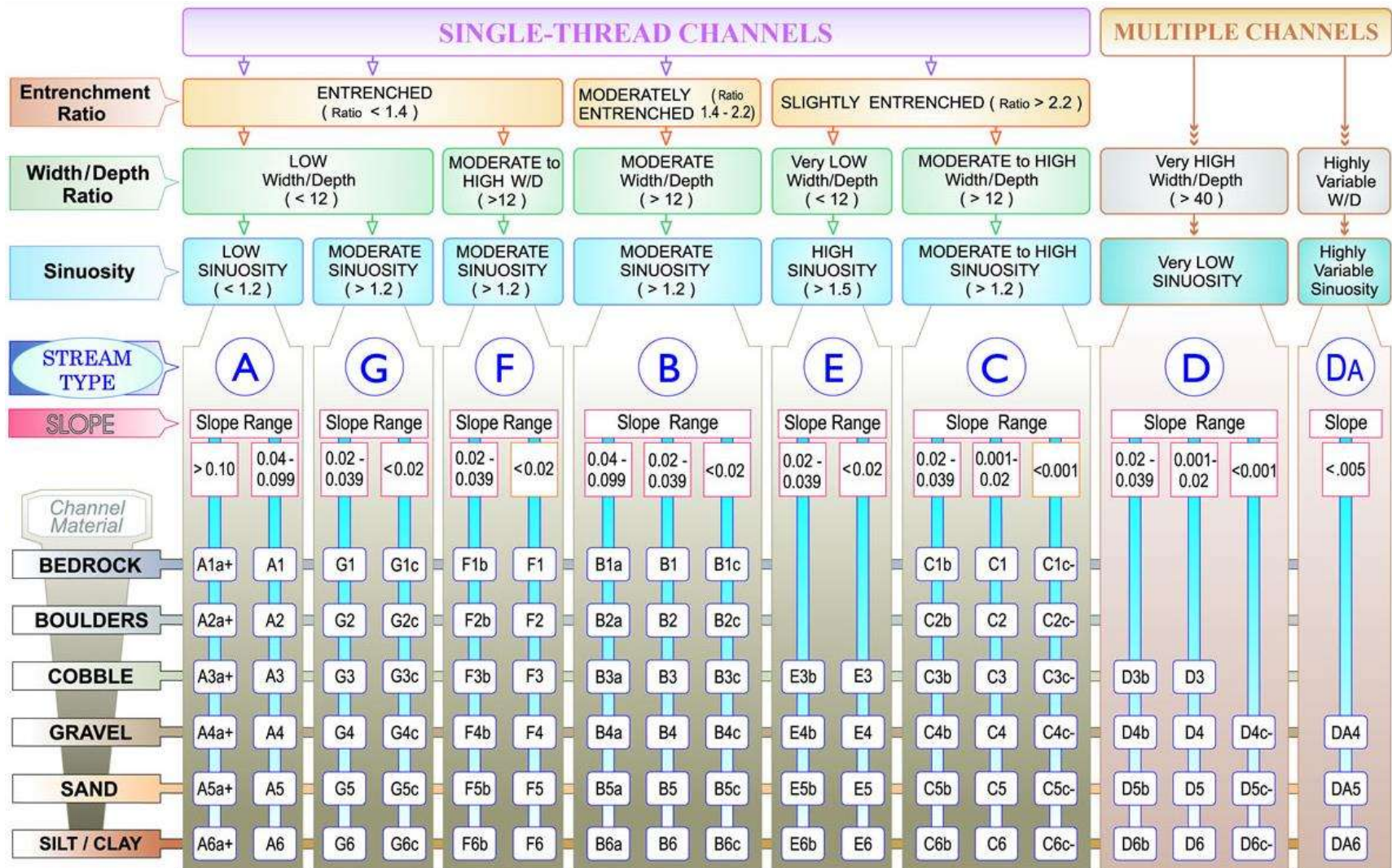


Figura 3. Método D₅₀ Sitio S26 La Magollita. (a) Ruta para mediciones. (b) Medición de sustrato.



KEY to the **ROSGEN** CLASSIFICATION of NATURAL RIVERS. As a function of the "continuum of physical variables" within stream reaches, values of **Entrenchment** and **Sinuosity** ratios can vary by +/- 0.2 units, while values for **Width/Depth** ratios can vary by +/- 2.0 units. © Wildland Hydrology

Figura 4. Guía para la determinación del tipo de corriente de un cauce (Rosgen, 1996).

7.2.2. Calidad ambiental visual

La valoración de la calidad ambiental visual (Barbour et al., 1999) es una técnica en la que se reconoce que la mejor condición es en la que se expresa la heterogeneidad espacial característica del tipo de corriente. Se evalúan 10 variables para cada gradiente, donde el gradiente bajo corresponde a sitios de poca pendiente y el gradiente alto a sitios con pendiente mayor al 3%.

Todas las variables se evalúan y califican de acuerdo a una escala numérica que va desde 0 hasta 20 puntos donde se ubican 4 categorías: de 0 a 5, categoría pobre; de 6 a 10, categoría marginal; de 11 a 15, categoría subóptima y de 16 a 20 puntos, categoría óptima. En el caso de las variables que corresponden a las riberas, se le asignan 10 puntos a cada una de ellas, distribuidos de igual manera en 4 categorías: de 0 a 2, categoría pobre; de 3 a 5, categoría marginal; de 6 a 8, categoría subóptima y de 9 a 10 puntos, categoría óptima.

Al revisar la categoría de cada una de las variables se pueden identificar los efectos de los impactos ecohidrológicos que sufre el cauce y con ellos dirigir los esfuerzos a la rehabilitación de los mismos. Las variables que conforman esta valoración son las siguientes, entre paréntesis se indica el gradiente en el que califica cada variable, gradiente alto (GA), gradiente bajo (GB) o ambos gradientes (AG):

1. **Sustrato disponible para la macrofauna. (AG).** Es la cantidad y combinación de sustratos estables disponibles que se espera encontrar en el sitio, como rocas, troncos y ramas que sirven de refugio y alimentación para los macroinvertebrados.

Cuadro 3. Valoración del sustrato disponible para la macrofauna.

Categoría																				
Óptima					Subóptima					Marginal					Pobre					
Se encuentran en más del 70% del tramo (50% en GB).					Se encuentran entre el 40-70% del tramo (30-50% en GB). Algunos sustratos nuevos todavía no colonizados.					Se encuentran entre el 20-40% del tramo (10-30% en GB) Algunos sustratos han sido removidos por actividad antrópica.					Se encuentran en menos del 20% del tramo (10% en GB). Ausencia de sustratos removidos por actividad antrópica. Sustratos inestables presentes.					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

2. **Embebimiento (GA).** Se refiere a la cantidad de partículas gruesas, como rocas, guijarros y gravas, que se encuentran cubiertas con sedimentos finos, como cieno o arcilla, o algas filamentosas, disminuyendo el espacio para la colonización de los macroinvertebrados.

Cuadro 4. Valoración del embebimiento.

Categoría																				
Óptima					Subóptima					Marginal					Pobre					
Se encuentran cubiertas menos del 25% de las partículas.					Se encuentran cubiertas entre el 25-50% de las partículas.					Se encuentran cubiertas entre el 50-75% de las partículas.					Más del 75% de las partículas se encuentran cubiertas.					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

3. **Caracterización del sustrato de los estanques (GB).** Se refiere a la variedad o heterogeneidad de los sustratos que conforman el fondo de los estanques.

Cuadro 5. Valoración de la caracterización del sustrato de los estanques.

Categoría																				
Óptima					Subóptima					Marginal					Pobre					
Fondo con mezcla de sustratos prevalente y firmes, como gravas y arenas; así como vegetación sumergida y enraizada.					Fondo con mezcla de arenas suaves, arcillas y principalmente de lodo; así como de algunas plantas sumergidas y enraizadas.					El fondo está constituido por lodo o cieno y arena, con poca vegetación sumergida y enraizada.					Todo el fondo está constituido por lodo o cieno endurecido, en casos extremos por roca madre, sin vegetación sumergida o enraizada.					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

4. **Patrones de velocidad/profundidad (GA).** Es la combinación de patrones de velocidad profundidad: lento profundo, lento somero, rápido profundo y rápido somero, que presenta la corriente en el cauce. Se considera profundo a una altura mayor a 0.5 metros y rápido cuando la velocidad es mayor a 0.3 m/s.

Cuadro 6. Valoración de los patrones velocidad/profundidad.

Categoría																				
Óptima					Subóptima					Marginal					Pobre					
Están presentes todos los patrones de velocidad profundidad.					Se encuentran únicamente tres de los cuatro patrones. Si el patrón que falta es el rápido somero se califica con menos puntos.					Se encuentran dos de los cuatro patrones. Calificar con menos puntos si faltan rápido somero o lento somero.					Solo está presente o predominante un patrón de velocidad profundidad, generalmente el lento profundo.					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

5. **Variabilidad de los estanques (GB).** Es la variabilidad en el tamaño y profundidad de los estanques: pequeños someros, pequeños profundos, grandes someros y grandes profundos. Se considera profundo si es mayor a un metro y grande si la distancia (largo, ancho u oblicuo) es mayor a la sección transversal.

Cuadro 7. Valoración de la variabilidad de los estanques.

Categoría																				
Óptima					Subóptima					Marginal					Pobre					
Están presentes todos los tipos de estanques en el tramo.					Predominan los estanques grandes profundos y hay muy pocos estanques someros.					Son más comunes los estanques someros que los profundos.					La mayoría de los estanques son pequeños someros, o no hay estanques.					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

6. **Gradiente de sedimentación (AG).** Califica la acumulación anómala de sedimentos en forma de islas, como indicador de los mecanismos de transporte del cauce. En GA suelen formarse en las orillas, mientras que en GB no se deben de formar.

Cuadro 8. Valoración del gradiente de sedimentación.

Categoría																				
Óptima					Subóptima					Marginal					Pobre					
Menos del 5% del tramo presenta acumulación de sedimentos. En GB menos del 20%.					Entre el 5-30% del tramo presenta acumulación de sedimentos. En GB entre el 20-50%.					Entre el 30-50% del tramo presenta acumulación moderada de sedimentos. En GB entre el 50-80%, afectando a los estanques.					Más del 50% del tramo presenta acumulación intensa de sedimentos. En GB es más del 80%, por lo que los estanques están casi inexistentes.					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

7. **Estatus del flujo (AG).** Evalúa el grado de llenado de agua del canal y la forma en que esta toca ambas riberas.

Cuadro 9. Valoración del estatus del flujo.

Categoría																				
Óptima					Subóptima					Marginal					Pobre					
El agua toca ambas riberas y la cantidad de sustratos de las riberas expuestos es mínima.					El agua toca más del 75% de las riberas o están expuestos menos del 25% de los sustratos de las riberas.					El agua toca entre el 75-25% de las riberas o están expuestos gran parte de los sustratos de los rabiones.					Hay muy poca agua y están expuestos los sustratos de las riberas, por lo que están presentes solo pequeños estanques.					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

8. **Alteraciones del canal (AG).** Son los cambios o modificaciones en el canal provocados o construidas por la acción del hombre.

Cuadro 10. Valoración de las alteraciones del canal.

Categoría																				
Óptima					Subóptima					Marginal					Pobre					
No hay evidencia de canalización, dragado, vados, puentes o cualquier obra antrópica que modifique el cauce.					Hay evidencia de canalización o dragado ocurrido hace más de 20 años, pero no se tienen evidencias recientes.					Hay presencia de caminos, recolectores u otras obras que modifican las riberas y entre el 40-80% del cauce se encuentra canalizado. Calificar con más rigor las obras que afectan directamente al caudal como las estructuras de control de corriente.					Las riberas están cubiertas por gaviones o cemento, se encuentra canalizado o dragado más del 80% del cauce o se ha removido completamente el interior del mismo.					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

9. **Frecuencia de rabiones (GA).** Es una medida para medir la heterogeneidad que ocurre en el sistema considerando el ancho del cauce y la distancia promedio que separa a los rabiones. Se determina dividiendo esta distancia entre el ancho del canal.

Cuadro 11. Valoración de la frecuencia de rabiones.

Categoría																				
Óptima					Subóptima					Marginal					Pobre					
Están presentes rabiones con una frecuencia menor a 7. Se encuentra gran variedad de hábitat.					Rabiones poco frecuentes, con una frecuencia entre 7 y 15.					Rabiones ocasionales, con una frecuencia entre 15 y 25.					No hay rabiones presentes o son escasos, con una frecuencia mayor a 25. La variedad de hábitat es muy pobre.					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

10. **Sinuosidad del canal (GB).** Se califica la relación entre la longitud del cauce y la longitud del valle.

Cuadro 12. Valoración de la sinuosidad del canal.

Categoría																				
Óptima					Subóptima					Marginal					Pobre					
La longitud del cauce es de 3 a 4 veces más grande que la longitud del valle. Es difícil de estimar en planicies costeras.					La longitud del cauce es de 2 a 3 veces más grande que la longitud del valle.					La longitud del cauce es de 1 a 2 veces más grande que la longitud del valle.					El cauce es recto en el tramo de estudio.					
20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

11. Estabilidad de las riberas (AG). Es la proporción de evidencias por erosión y fallas de ribera en el tramo de estudio.

Cuadro 13. Valoración de la estabilidad de las riberas.

Ribera	Categoría											
	Óptima			Subóptima			Marginal			Pobre		
	La ribera es estable y menos del 5% se encuentra afectada o con evidencias de erosión o fallas.			La ribera es moderadamente estable y del 5 al 30% se encuentra afectada o con evidencias de erosión o fallas.			La ribera es moderadamente inestable y del 30 al 60% se encuentra afectada o con evidencias de erosión o fallas.			La ribera es inestable y más del 60% se encuentra afectada o con evidencias de erosión o fallas.		
Izquierda	10	9		8	7	6	5	4	3	2	1	0
Derecha	10	9		8	7	6	5	4	3	2	1	0

12. Protección vegetal de las riberas (AG). Estima la proporción de las riberas que se encuentra protegida por vegetación ribereña nativa, que se encuentra entre el cauce activo y la ribera máxima. En GA está compuesta por herbáceas, arbustos y árboles asociados a rocas grandes, mientras que en GB la vegetación está compuesta principalmente por herbáceas y no se espera encontrar árboles ni arbustos.

Cuadro 14. Valoración de la protección vegetal de las riberas.

Ribera	Categoría											
	Óptima			Subóptima			Marginal			Pobre		
	Más del 90% de la ribera se encuentra protegida por vegetación nativa y la evidencia de pastoreo es mínima o no existe, por lo que la mayoría de las plantas tienen un crecimiento natural.			Entre el 70-90% de la ribera se encuentra protegida por vegetación nativa, aunque algunas plantas no están bien representadas. Hay evidencia de pastoreo, pero aún no ha afectado el crecimiento natural de la mayoría de las plantas.			Entre el 50-70% de la ribera se encuentra protegida por vegetación nativa, aunque está presente en forma de parches separados por áreas desnudas.			Menos del 50% de la ribera conserva su vegetación ribereña nativa.		
Izquierda	10	9		8	7	6	5	4	3	2	1	0
Derecha	10	9		8	7	6	5	4	3	2	1	0

13. Ancho de la vegetación riparia (AG). Es el ancho de la zona de amortiguamiento que proporciona la vegetación riparia en ambas riberas, esta vegetación se encuentra en el área de inundación a partir de la ribera máxima.

Cuadro 15. Valoración del ancho de la vegetación riparia.

Ribera	Categoría								
	Óptima			Subóptima			Marginal		
	El ancho de la vegetación riparia es mayor a 18 metros y la zona no muestra impactos por actividades antrópicas.			En ancho de la vegetación riparia es de 18-12 metros y la zona muestra impactos mínimos por actividades antrópicas.			El ancho de la vegetación riparia es de 12-6 metros y la zona muestra impactos considerables provocados por actividades antrópicas.		
Izquierda	10	9		8	7	6	5	4	3
Derecha	10	9		8	7	6	5	4	3

Una vez determinada la categoría de cada una de las variables se realizó la sumatoria de todas las calificaciones para determinar la calificación final y categoría de calidad ambiental visual del sitio en estudio (Cuadro 16), mientras más grande es la calificación, mejor es la condición del ambiente.

Cuadro 16. Calificación y categorías de la valoración de la calidad ambiental visual.

Calificación	Categoría
200 - 165	Óptima
164 - 143	Subóptima
142 - 109	Marginal
109 - 0	Pobre



Figura 5. Condición óptima de calidad ambiental visual del sitio S26 La Magollita

7.2.3. Calidad del agua

La determinación de la calidad del agua se evaluó mediante una modificación local del Índice de Calidad del Agua (ICA) de la CONAGUA (1995). Para la determinación de los parámetros que permiten la evaluación de la calidad el agua de los sitios en estudio se realizaron pruebas de campo y se recolectaron muestras de agua para la determinación de otros parámetros en laboratorio.

En campo se realizó la prueba de Winkler para determinar el oxígeno disuelto y posteriormente evaluar la saturación de oxígeno, se midió la temperatura del agua, salinidad, pH y conductividad eléctrica utilizando un potenciómetro Marca HANNA Instruments HI98130 ®. El caudal se determinó a partir de mediciones de velocidad utilizando un medidor de flujo con sensor electromagnético Flo-Mate Modelo 2000 ®, se hicieron tantas mediciones como medidas de profundidad y distancia de acuerdo con el perfil del corte seccional determinado para el tipo de corriente, por lo que el caudal (m^3/s) es una sumatoria de la multiplicación del área de cada rectángulo (m^2) por la velocidad (m/s) en ese punto. Además, se tomaron muestras de agua para la prueba de coliformes totales y fecales en bolsas Whirl-Pak y se mantuvieron a una temperatura baja para su transporte al laboratorio. Para las pruebas de laboratorio de DBO_5 , alcalinidad, cloruros totales, dureza total, de calcio y magnesio, nitritos, sulfatos y fósforo, así como la turbiedad y los sólidos disueltos totales, se tomaron muestras de agua en garrafas de tres litros. Todas las pruebas están basadas en técnicas propuestas en las Normas Mexicanas para el análisis del agua (Cuadro 17).



Figura 6. Determinación de oxígeno disuelto en campo en el sitio S66 San Cristóbal Alto. (Fotografías por cortesía de Marco Eduardo Pérez Herrera).

Cuadro 17. Parámetros fisicoquímicos evaluados en campo y laboratorio.

ID	Parámetro	Unidades	Método	Norma Mexicana
Q	Caudal	m³/s	Sección/Velocidad	
SAL	Salinidad	ppt	Electroquímico	NMX-AA-112-SCFI-2017
SUL	Sulfatos	mg/l	Espectrofotométrico	NMX-AA-074-SCFI-2014
DCA	Dureza de calcio	mg/l	Volumétrico	NMX-AA-072-SCFI-2001
DMG	Dureza de magnesio	mg/l	Cálculo indirecto	NMX-AA-072-SCFI-2001
T	Temperatura del agua	°C	Termométrico	NMX-AA-007-SCFI-2000
%O	Saturación de oxígeno	%	Gráfico/Tablas	
PH	Potencial de hidrógeno	pH	Electroquímico	NMX-AA-008-SCFI-2000
TUR	Turbiedad	NTU	Nefelométrico	NMX-AA-038-SCFI-2001
SDT	Sólidos disueltos totales	mg/l	Electroquímico	NMX-AA-004-SCFI-2000
CLT	Cloruros Totales	mg/l	Volumétrico	NMX-AA-073-SCFI-2001
OD	Oxígeno disuelto	mg/l	Yodométrico	NMX-AA-012-SCFI-2001
DBO5	Demanda Bioquímica de Oxígeno	mg/l	Volumétrico	NMX-AA-028-SCFI-2001
CE	Conductividad	µS/cm	Electroquímico	NMX-AA-093-SCFI-2000
ALC	Alcalinidad	mg/l	Volumétrico	NMX-AA-036-SCFI-2001
DTO	Dureza Total	mg/l	Volumétrico	NMX-AA-072-SCFI-2001
NIT	Nitritos	mg/l	Espectrofotométrico	NMX-AA-026-SCFI-2012
FTO	Fósforo total	mg/l	Espectrofotométrico	NMX-AA-029-SCFI-2001
COLT	Coliformes Totales	NMP/100ml	Fermentación	NMX-AA-042-SCFI-2015
COLF	Coliformes Fecales	NMP/100ml	Fermentación	NMX-AA-042-SCFI-2015

7.2.3.1. Índice de calidad del agua (ICA)

Para determinar el ICA se consideraron únicamente trece parámetros y se determinó de acuerdo con la ecuación 6. Cada parámetro tiene asignado un coeficiente de ponderación (Cuadro 18) de acuerdo a su importancia en la determinación de la calidad del agua para protección de vida acuática (Molina-León, 2011):

$$ICA = \frac{\sum_{i=1}^n I_i W_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad (6)$$

donde:

ICA = índice de calidad del agua

I_i = índice de calidad del parámetro i

W_i = Coeficiente de ponderación del parámetro i

n = número total de parámetros

Cuadro 18. Parámetros del ICA, índice de calidad (I_i) y coeficiente de ponderación (W_i).

No.	Parámetro	I_i	W_i
1	PH	Si $PH < 6.7$ Si $6.7 < PH < 7.3$ Si $PH > 7.3$ $I_{PH} = 10^{0.2335 PH + 0.44}$ $I_{PH} = 100$ $I_{PH} = 10^{4.22 - 0.293 PH}$	1.0
2	TUR	Si $TUR < 1.545$ NTU Si $TUR > 1.545$ NTU $I_{TUR} = 100$ $I_{TUR} = 108 TUR^{-0.178}$	0.5
3	SDT	Si $SDT < 521$ mg/l Si $521 \text{ mg/l} < SDT < 6,230$ mg/l Si $SDT > 6,230$ mg/l $I_{SDT} = 100$ $I_{SDT} = 109.1 - 0.0175 SDT$ $I_{SDT} = 0$	1.0
4	CLT	Si $CLT < 2.36$ mg/l Si $CLT > 2.36$ mg/l $I_{CLT} = 100$ $I_{CLT} = 121 CLT^{-0.223}$	1.0
5	OD	Si $OD > OD SAT_T$ Si $OD < OD SAT_T$ $I_{OD} = 100$ $I_{OD} = \frac{OD}{OD SAT_T} \times 100$	5.0
6	DBO5	Si $DBO_5 < 1.335$ mg/l Si $DBO_5 > 1.335$ mg/l $I_{DBO_5} = 100$ $I_{DBO_5} = 120 DBO_5^{-0.673}$	5.0
7	CE	Si $CE < 86$ $\mu S/cm$ Si $CE > 86$ $\mu S/cm$ $I_{CE} = 100$ $I_{CE} = 540 CE^{-0.379}$	3.0
8	ALC	Si $ALC < 1.3$ mg/l Si $ALC > 1.3$ mg/l $I_{ALC} = 100$ $I_{ALC} = 105 ALC^{-0.186}$	1.0
9	DTO	$I_{DTO} = 10^{1.974 - 0.00174 DTO}$	1.0
10	NIT	Si $NIT < 0.103$ mg/l Si $NIT > 0.103$ mg/l $I_{NIT} = 100$ $I_{NIT} = 45.8 NIT^{-0.343}$	3.0
11	FTO	Si $FTO < 0.098$ mg/l Si $FTO > 0.098$ mg/l $I_{FTO} = 100$ $I_{FTO} = 34.215 FTO^{-0.46}$	2.0
12	COLT	Si $COLT < 0.9104$ NMP/100ml Si $COLT > 0.9104$ NMP/100ml $I_{COLT} = 100$ $I_{COLT} = 97.5 COLT^{-0.27}$	3.0
13	COLF	Si $COLF < 0.1821$ NMP/100ml Si $COLF > 0.1821$ NMP/100ml $I_{COLF} = 100$ $I_{COLF} = 97.5 (5 COLT)^{-0.27}$	4.0

Este índice se mide en una escala de 100 puntos en el que se califica a las aguas de acuerdo al puntaje obtenido en:

- Aguas Excelentes ($85 < ICA \leq 100$)
- Aguas Aceptables ($70 < ICA \leq 85$)
- Aguas Poco contaminadas ($50 < ICA \leq 70$)
- Aguas Contaminadas ($30 < ICA \leq 50$)
- Aguas Altamente contaminadas ($0 < ICA \leq 30$)

7.2.4. Macroinvertebrados acuáticos

Para el reconocimiento de la estructura de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos y las relaciones de similitud entre ellas se determinaron las diversidades α (alfa) y β (beta), conforme a las propuestas de Moreno (2001). Se utilizó el nivel taxonómico de familia, que de acuerdo con Williams y Gaston (1994) tiene suficiente resolución de análisis en áreas mayores a 10,000 Ha.

Para la diversidad alfa, se estimó la Dominancia de Odum (D) la cual representa la proporción que ocupan las dos familias más abundantes de macroinvertebrados en cada sitio de estudio y la Dominancia de Simpson (DS), que indica la probabilidad de que dos organismos tomados al azar pertenezcan de la misma especie, para calcular este último se utilizó el programa PAST (Hammer et al., 2001). Además, se estimaron el Índice de diversidad de Shannon y Weiner (H') el cual hace referencia a la probabilidad de encontrar en más de una ocasión a una familia de macroinvertebrados acuáticos y la Equitatividad de Pielou (E) que mide el parecido entre las abundancias de las diferentes familias dentro de un sitio, ambos se determinaron con el paquete estadístico MVSP (Kovach Computing Services, 2013). La diversidad beta fue estimada con base en el Coeficiente de similitud de Jaccard y el Porcentaje de similitud utilizando la abundancia, gremios tróficos y hábitos de vida de los macroinvertebrados acuáticos, estos análisis se realizaron en MVSP (Kovach Computing Services, 2013).

7.2.5. Integridad biótica

Para el biomonitoreo se utilizó el Índice de integridad biótica basado en las comunidades de Macroinvertebrados Acuáticos (IIBAMA) (Pineda-López et al., 2015) el cual emplea un nivel taxonómico hasta el nivel de familia, en este estudio la familia Chironomidae se determinó hasta un nivel de tribu o subfamilia debido a los diferentes niveles de tolerancia a la contaminación que presentan. Para el cálculo de este índice se realizó un muestreo multihábitat de carácter semicuantitativo en campo. Las muestras se mantuvieron en alcohol al 80% para su separación, identificación y cuantificación en el laboratorio. Se identificó la riqueza y abundancia de cada una de las familias presentes en la muestra. Además, se determinó el nivel de tolerancia, gremio trófico y hábitos de vida de los taxa encontrados (SAFIT, 2021; Merritt et al., 2008 y Barbour et al., 1999).

El IIBAMA emplea como variables de respuesta al ambiente (VRA): riqueza de taxa (RT), número de familias de Efemerópteros, Plecópteros y Tricópteros (REPT), número de taxa de insectos intolerantes (RII), número de taxa intolerante (#TI), valor de tolerancia media (TM) y número de taxa fijos (#TF). Variables que se califican de acuerdo al análisis del material recolectado en cuatro categorías con 1, 2, 3 y 4 puntos.

Una vez determinadas la categoría para cada variable se puede calcular el índice de integridad biótica (IBI) mediante la siguiente ecuación:

$$IBI = \sum VRA \quad (7)$$

Cuadro 19. Valores de las categorías del Índice de Integridad Biótica

Variable	Cat 1	Cat 2	Cat 3	Cat 4
RT	$Y < 23$	$23 \leq Y < 27$	$27 \leq Y < 30$	$Y \geq 30$
REPT	$Y < 9$	$Y = 9$	$Y = 10$	$Y \geq 11$
RII	$Y < 9$	$9 \leq Y < 12$	$12 \leq Y < 14$	$Y \geq 14$
#TI	$Y < 10$	$10 \leq Y < 12$	$12 \leq Y < 14$	$Y \geq 14$
TM	$Y \geq 5.33$	$5.13 \leq Y < 5.33$	$4.65 \leq Y < 5.13$	$Y < 4.65$
#TF	$Y < 9$	$9 \leq Y < 11$	$Y = 11$	$Y \geq 12$

De manera que el índice es la suma del puntaje que aportan las categorías de cada una de las variables de respuesta al ambiente, lo que permite ubicar la categoría de integridad del sitio (Cuadro 20).

Cuadro 20. Calificación y categorías del Índice de Integridad Biótica.

Calificación	Categoría
$IBI \geq 22$	Excelente
$16 < IBI \leq 21$	Buena
$13 < IBI \leq 16$	Regular
$IBI \leq 13$	Pobre



Figura 7. Muestreo de macroinvertebrados acuáticos en el sitio S66 San Cristóbal Alto. (Fotografías por cortesía de Marco Eduardo Pérez Herrera).

7.3. Análisis de datos

La información obtenida de los 77 sitios de estudio en los diferentes ejes metodológicos se organizó en matrices ambientales y biológicas para su procesamiento estadístico descriptivo, exploratorio e inferencial de manera univariada, bivariada y multivariada mediante:

1. Análisis de distribución
2. Análisis univariados de valores atípicos
3. Análisis de varianza
4. Análisis de correlación
5. Análisis multivariados de valores atípicos
6. Análisis de componentes principales
7. Análisis de agrupamiento
8. Análisis de correspondencia canónica
9. Análisis de correspondencia sin tendencia

Esto se aplicó a cada uno de los cuatro ejes metodológicos, primero por eje y después se integrando a los cuatro ejes para ver las relaciones entre ellos. Se revisaron las distribuciones de las variables de cada eje metodológico para conocer su naturaleza, y medidas de tendencia central. Se hicieron análisis de valores atípicos de manera univariada y multivariada, para identificar los datos que no corresponden al universo de datos estudiado, además, para identificar diferencias estadísticas entre categorías y condiciones determinadas en los sitios se realizaron análisis de varianza no paramétricos. Se hicieron análisis de redundancia para identificar a las variables con respuestas estadísticas redundantes utilizando el coeficiente de correlación de Spearman. Después con análisis de componentes principales se identificaron las variables ambientales más explicativas, mismas que se utilizaron con las variables biológicas en los análisis de correspondencia canónica, de correspondencia sin tendencia y de agrupamiento para buscar los gradientes que permiten clasificar a los sitios de acuerdo al grado de alteración que presentan. Los paquetes estadísticos utilizados fueron: JMP (SAS Institute, 2011), PAST (Hammer et al., 2001) y MVSP (Kovach Computing System, 2013).

8. RESULTADOS

8.1. Recolección de información

La información recolectada proviene de monitoreos realizados durante los años 2005-2022 en temporada de estío de los proyectos: Proyecto ONSSES-Oaxaca, Proyecto de valoración de servicios ambientales-FIRCO, Proyecto de regulación de presas de CFE, Proyecto para determinación de la condición ambiental de la Cuenca Río Sabinal, Proyecto para la integración del meandro del Río Lerma a la dinámica urbana, Proyecto para la integración del Río Cupatitzio a la dinámica urbana y Proyecto para la valoración de los servicios ambientales en la Cuenca Cd. Guzmán; y de tesis tanto de licenciaturas como de maestrías relacionadas. Se reconoce la participación en la recolección de datos a los tesisas, investigadores y colaboradores:

Tesisas de licenciatura:

M.C. Ulises Torres García
M.C. Miguel Aurelio Piñón Flores
Biol. Salvador Durán Suárez
Biol. Vania Miren Ramírez Melchor
Biol. Miguel Ángel García Velázquez
Biol. Alejandra Muñoz Ramírez

Tesis de maestría:

M.C. Idolina Molina León
M.C. Itzel Gaytán Velasco

Investigadores:

Dra. Martina Medina Nava
Dr. Juan Pablo Ramírez Herrejón
Dr. Raúl Pineda López
Dr. Salvador Lozano Trejo
Biol. Ignacio Daniel González Mora

Colaboradores:

Dra. Ana Francisca Quijano Ravell

Dr. Christian L. Rodríguez Enríquez
MC Giovanni Vicente Rusildi Gallegos
MC Cesar Manríquez Ascencio
MC. Ricardo Josué Pérez Hernández
Biol. Nayeli Maribel Coronado Mercado
Biol. Víctor Manuel Guzmán Pérez
Biol. Mariela Romero Gallardo
Biol. Christina Zamora Vuelvas
+Biol. Nancy Yamilthe García Valenzuela
Biol. Ángela Ibeth Ramírez Hernández
Biol. Gerardo Valian Abad
Biol. Salvador Zarate Miguel
Biol. Gildardo Gutiérrez Gutiérrez
Biol. Zayra Velasco Belleza
Biol. Ángel Luis Martínez
Goretti Herrera Aguirre
Sebastián Sánchez Ríos
Raúl Ojeda Castillo
Miriam Ayala Ruiz
Erika Zetina Tena
Rosa María Ortiz Muñoz

8.1.1. Conformación de matriz de datos

Inicialmente se recolectó información de más de 90 sitios, sin embargo, no todos contaron con la información mínima requerida para la evaluación de todos los ejes metodológicos, por lo que solo se conservaron 77 sitios, de los cuales únicamente 29 tienen la información completa de los cuatro ejes: Geomorfología (GEO), Calidad ambiental visual (CAV), Calidad del agua (CA) e Integridad biótica (IB), el resto de los sitios solo cuenta con información de uno, dos o tres ejes. Lo anterior se debe a que en el periodo entre el 2005 y el 2010 se evaluaban únicamente tres ejes, sin considerar la calidad del agua. Este eje comenzó a evaluarse por el equipo de trabajo después del 2010, sin embargo, la metodología utilizada para evaluar la calidad del agua varió en determinadas ocasiones debido al alcance y objetivos propios de cada proyecto. Inicialmente se evaluaba un Índice de calidad del agua simplificado (ISCA) diseñado en los años 80, el cual requiere únicamente de cinco variables fisicoquímicas y posteriormente comenzó a utilizarse una modificación del Índice de calidad del agua (ICA) de la CONAGUA (1995) el cual consta de 13 variables.

En virtud de la información levantada en diferentes años por los distintos equipos de trabajo, la información recolectada se organizó, depuró y posteriormente se generaron siete matrices ambientales que contienen la mayor cantidad de información, esto para tener mayor certeza tanto en análisis independientes para cada eje como de manera conjunta entre los distintos ejes, por lo que el tamaño de todas es distinto:

1. Matriz ambiental 77 (CAV). Contiene los datos que permiten estimar la valoración de la calidad ambiental visual en 77 sitios de estudio.
2. Matriz ambiental 76 (GEO-CAV). Contiene los datos que permiten estimar el tipo de corriente y la valoración de la calidad ambiental visual para 76 sitios de estudio.
3. Matriz ambiental 63 (IB). Contiene los datos que permiten estimar la integridad biótica de 63 sitios de estudio.
4. Matriz ambiental 39 (GEO-CAV-CA). Contiene los datos que permiten estimar el tipo de corriente, la valoración de la calidad ambiental visual y la calidad del agua sin considerar la variable caudal en 39 sitios de estudio.
5. Matriz ambiental 31 (GEO-CAV-CA). Contiene los datos que permiten estimar el tipo de corriente, la valoración de la calidad ambiental visual y calidad del agua considerando todas las variables fisicoquímicas en 31 sitios de estudio.
6. Matriz ambiental 62 (GEO-CAV-IB). Contiene los datos que permiten estimar el tipo de corriente, la valoración de la calidad ambiental visual y la integridad biótica de 62 sitios de estudio.
7. Matriz ambiental 29 (GEO-CAV-CA-IB). Contiene los datos que permiten estimar el tipo de corriente, la valoración de la calidad ambiental visual, la calidad del agua considerando todas las variables fisicoquímicas y la integridad

biótica de 29 sitios de estudio. Es la única matriz que contiene información de los cuatro ejes metodológicos.

Además, se generaron tres matrices biológicas para evaluar la respuesta de los macroinvertebrados acuáticos respecto a los cuatro ejes metodológicos:

1. Matriz biológica 63 (MA). Contiene la lista taxonómica, gremios tróficos, hábitos de vida y valencias de tolerancia de macroinvertebrados en 63 sitios de estudio.
2. Matriz biológica 62 (MA). Contiene la lista taxonómica, gremios tróficos, hábitos de vida y valencias de tolerancia de macroinvertebrados en 62 sitios de estudio.
3. Matriz biológica 29 (MA). Contiene la lista taxonómica, gremios tróficos, hábitos de vida y valencias de tolerancia de macroinvertebrados en 29 sitios de estudio.

Las matrices ambientales se utilizaron para analizar los diferentes fenómenos por separado, a fin de responder a las preguntas de investigación contenidas en cada uno de los objetivos particulares. De manera que al buscar las relaciones propuestas en el objetivo particular cinco, para establecer las variables que definan la condición ambiental de los sitios, así como los gradientes de variación que permitan construir un modelo de evaluación del estado de conservación de ríos vadeables, se utilizaron la matriz ambiental 29 y la matriz biológica 29.

8.2. Análisis de distribución

Para elegir entre herramientas paramétricas y no paramétricas en el análisis estadístico de las variables numéricas de los cuatro ejes se realizó una comparación de distribuciones para cada variable mediante ajustes continuos y se identificó la distribución que mejor ajusta en los diferentes tamaños de muestra de acuerdo con las matrices ambientales (Cuadros 21, 22, 23 y 24). De las 44 variables revisadas, las únicas variables con distribución normal son REPT con 63 y 62 sitios, y RII con 62 sitios. Por lo tanto, al tratarse en su mayoría de variables que no se ajustan a la distribución normal, se consideraron herramientas estadísticas no paramétricas en todos los análisis estadísticos subsecuentes.

Cuadro 21. Distribución de variables numéricas geomorfológicas.

Variables geomorfológicas					
Variable	76 sitios	62 sitios	39 sitios	31 sitios	29 sitios
GP	Exponencial	Exponencial	Gamma	Gamma	Gamma
TC	Johnson SI	Johnson SI	Johnson SI	Johnson SI	Johnson SI
A/P	Logaritmo generalizado	SHASH	Johnson SI	Johnson SI	Johnson SI
K	Johnson SI	Johnson SI	Johnson SI	Johnson SI	Johnson SI
TS	Mezcla de 3 normales	Weibull	Mezcla de 3 normales	Johnson SI	Johnson SI

Cuadro 22. Distribución de variables numéricas de calidad ambiental visual.

Variables de calidad ambiental visual						
Variable	77 sitios	76 sitios	62 sitios	39 sitios	31 sitios	29 sitios
SDM	SHASH	SHASH	NA	SHASH	SHASH	SHASH
EMB-CSE	SHASH	SHASH	Johnson SI	Mezcla de 2 normales	Mezcla de 2 normales	Mezcla de 2 normales
PVP-VE	SHASH	SHASH	SHASH	SHASH	SHASH	SHASH
GS	SHASH	SHASH	SHASH	Johnson SI	Johnson SI	SHASH
EF	SHASH	SHASH	SHASH	SHASH	SHASH	SHASH
AC	SHASH	SHASH	SHASH	Weibull	Weibull	Weibull
FR-SC	SHASH	SHASH	SHASH	SHASH	SHASH	SHASH
ER	SHASH	SHASH	SHASH	SHASH	Weibull	Weibull
PVR	SHASH	SHASH	SHASH	SHASH	SHASH	Weibull
AVR	SHASH	SHASH	Mezcla de 3 normales	Johnson SI	SHASH	Johnson SI
VCAV	Johnson SI	Johnson Su	Weibull	Weibull	Johnson SI	Johnson SI

Cuadro 23. Distribución de variables numéricas de calidad del agua.

Variables de calidad del agua			
Variable	39 sitios	31 sitios	29 sitios
Q		Log-normal	Exponencial
SAL	Exponencial	Weibull	Weibull
SUL	Johnson SI	SHASH	SHASH
DCA	Johnson SI	Johnson SI	Johnson SI
DMG	Johnson SI	SHASH	Johnson SI
T	Log-normal	Log-normal	SHASH
%O	Weibull	Gamma	Gamma
PH	Log-normal	Log-normal	Log-normal
TUR	Exponencial	Exponencial	Log generalizado
SDT	Exponencial	Exponencial	Exponencial
CLT	Log generalizado	Log generalizado	Johnson SI
OD	Gamma	Weibull	Weibull
DBO5	Exponencial	Log-normal	Log-normal
CE	Exponencial	Weibull	Weibull
ALC	Exponencial	Exponencial	Weibull
DTO	SHASH	Johnson SI	Johnson SI
NIT	SHASH	SHASH	SHASH
FTO	SHASH	SHASH	SHASH
COLT	Johnson SI	Johnson SI	Johnson SI
COLF	Johnson SI	Johnson SI	Johnson SI
ICA	Weibull	Weibull	Weibull

Cuadro 24. Distribución de variables numéricas de integridad biótica.

Variables de integridad biótica			
Variable	63 sitios	62 sitios	29 sitios
RT	Weibull	Weibull	Weibull
REPT	Normal	Normal	Weibull
RII	Mezcla de 2 normales	Normal	Weibull
#TI	Mezcla de 2 normales	Weibull	Weibull
TM	Mezcla de 3 normales	Mezcla de 3 normales	Mezcla de 2 normales
#TF	Weibull	Weibull	Weibull
IIBAMA	Mezcla de 3 normales	Mezcla de 3 normales	SHASH

8.2.1. Análisis univariado de valores atípicos

Para identificar los valores atípicos de las variables numéricas de los cuatro ejes se generaron diagramas de caja, primeramente, con la matriz de mayor tamaño de cada grupo de variables, es decir, las variables geomorfológicas a 76 datos, las de calidad ambiental visual a 77 datos, las de calidad del agua a 39 y 31 datos, y las variables de integridad biótica a 63 datos (Figuras 8, 9, 10 y 11) y posteriormente se revisaron las matrices de menor tamaño en donde participa cada grupo de variables. Además, se identificó con el color azul a los sitios ubicados en gradiente bajo y en color rojo a los de gradiente alto. De todas las variables revisadas en los diferentes tamaños de muestra se encontraron valores atípicos en el 68% de ellas, de las cuales más del 50% presentan valores atípicos en todos los tamaños de muestra (Cuadros 25, 26, 27 y 28). Las variables que no presentan datos atípicos en ninguno tamaño de muestra son: GS, EF, AC, AVR, VCAV, Q, ALC, ICA, RT, REPT, RII, #TI, #TF e IIBAMA.

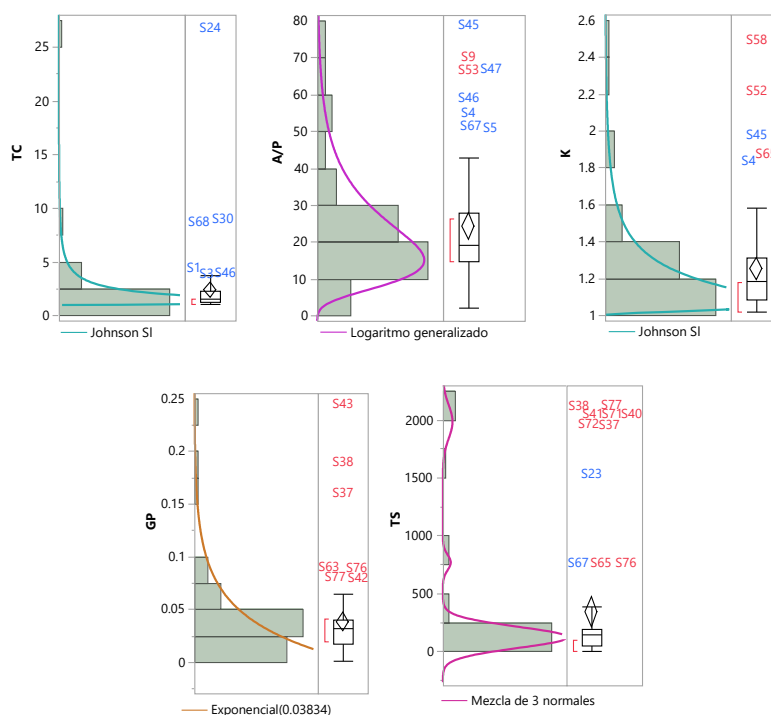


Figura 8 Distribución y diagrama de caja de variables geomorfológicas con 76 datos. Sitios de gradiente alto en color rojo y gradiente bajo en color azul.

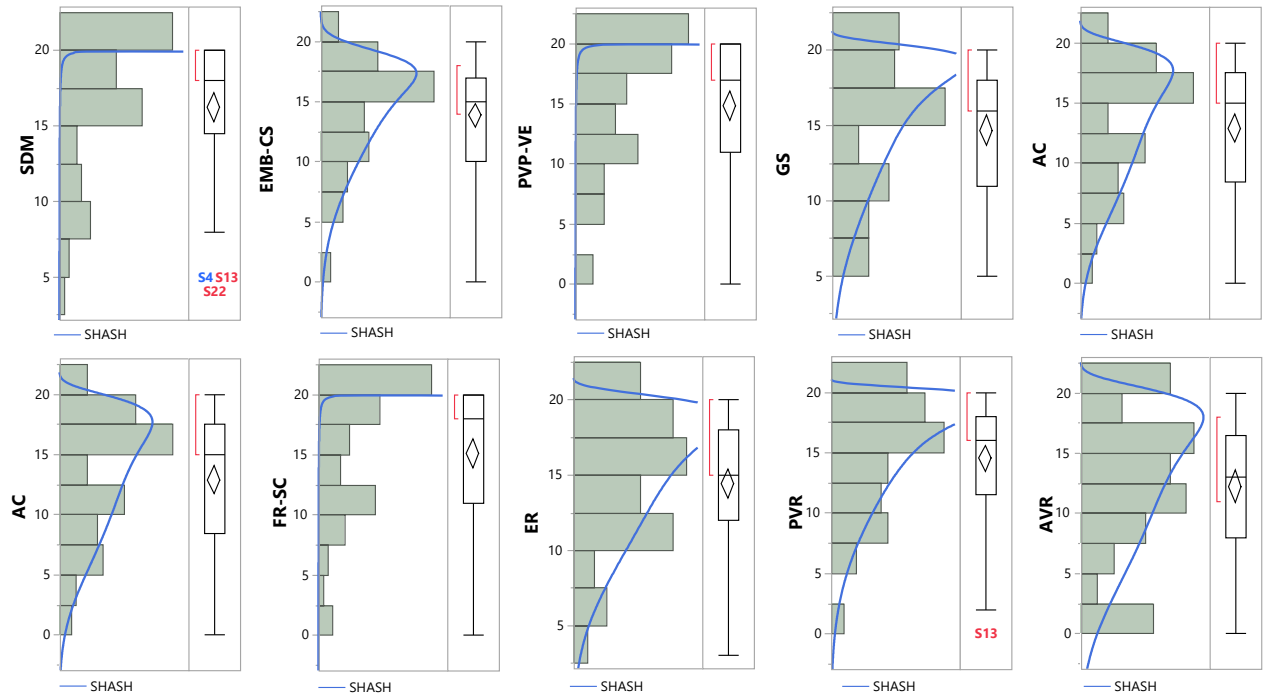


Figura 9. Distribución y diagrama de caja de variables de calidad ambiental visual con 77 datos. Sitios de gradiente alto en color rojo y gradiente bajo en color azul.

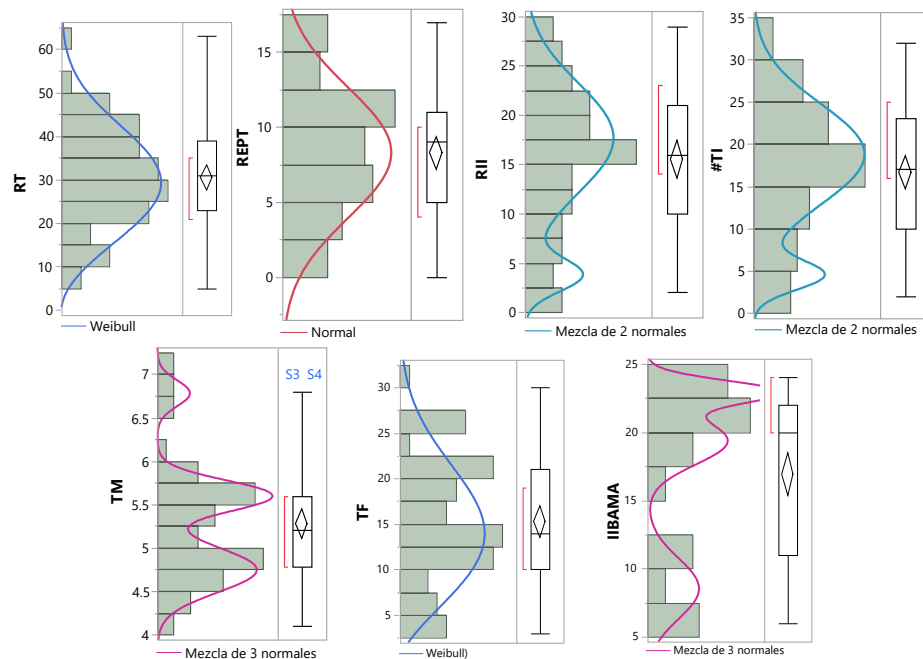


Figura 10. Distribución y diagrama de caja de variables de integridad biótica con 63 datos. Sitios de gradiente bajo en color azul.

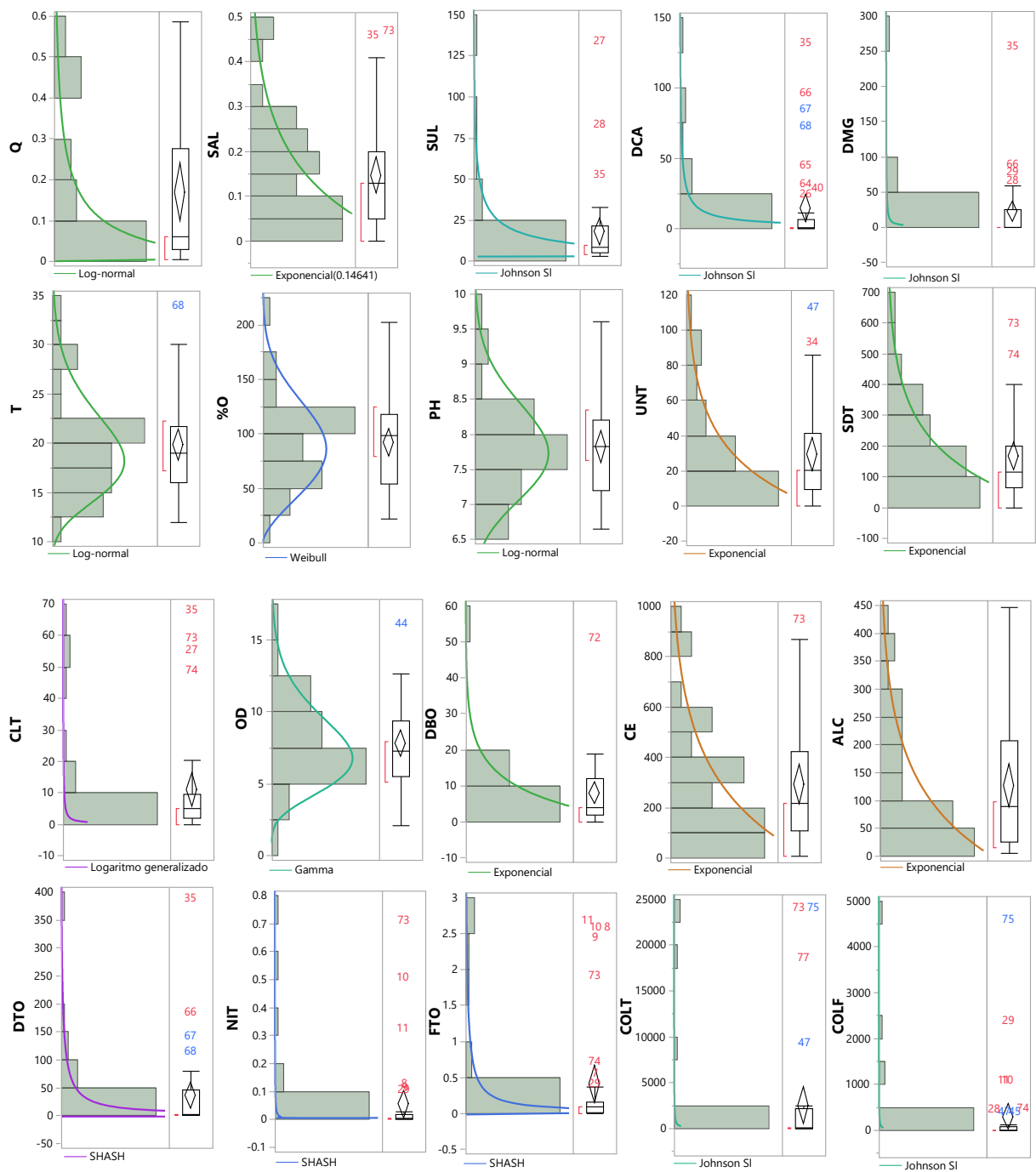


Figura 11. Distribución y diagrama de caja de variables fisicoquímicas con 39 datos, solo Q utilizando 31 datos. Sitios de gradiente bajo en color azul.

Cuadro 25. Sitios con valores atípicos en variables numéricas geomorfológicas.

Variables geomorfológicas					
Variable	76 sitios	62 sitios	39 sitios	31 sitios	29 sitios
GP	S37, S38, S42, S43, S63, S76, S77	S37, S38, S43, S63, S76, S77	S37, S38	S37, S38	S37, S38
TC	S1, S3, S24, S30, S46, S68	S1, S3, S46, S68	S24, S46, S68	S46, S68	S46, S68
A/P	S4, S5, S9, S45, S46, S47, S53, S67	S4, S9, S45, S46, S47, S53	S9, S45, S46, S47, S67	S9, S45, S46, S47	S9, S45, S47
K	S4, S45, S52, S58, S65	S4, S45, S52, S58, S65	S36, S45, S65	S45, S65	S45, S65
TS	S23, S37, S38, S40, S41, S65, S67, S71, S72, S76, S77	S23, S37, S38, S41, S65, S67, S71, S72, S76, S77	S37, S38, S40, S41, S71, S72, S77	S37, S38, S40, S41, S71, S72, S77	S37, S38, S41, S71, S72, S77

Cuadro 26. Sitios con valores atípicos en variables numéricas de calidad ambiental visual. El espacio en blanco indica ausencia de valor atípico.

Variables de calidad ambiental visual						
Variable	77 sitios	76 sitios	62 sitios	39 sitios	31 sitios	29 sitios
SDM	S4, S13, S22	S4, S22	S22	S46, S24	S46	S46
EMB-CSE				S24, S29		
PVP-VE			S76, S4, S3			
GS						
EF						
AC						
FR-SC				S44, S47, S72	S72	S72
ER					S75	
PVR	S13	S49				
AVR						
VCAV						

Cuadro 27. Sitios con valores atípicos en variables numéricas fisicoquímicas. El espacio en blanco indica ausencia de valor atípico.

Variables de calidad del agua			
Variable	39 sitios	31 sitios	29 sitios
Q	NA		
SAL	S73, S35		
SUL	S27, S28, S35	S35	S35
DCA	S66, S67, S68, S65, S35, S64, S40, S26	S35, S66, S67, S68, S65, S64, S40	S35, S66, S67, S68, S65, S64
DMG	S35, S66, S29, S28	S35, S66, S67	S35, S66, S67, S68, S65, S64
T	S68	S68	
%O		S44	S44
PH		S44, S45	S44, S45
TUR	S47, S34	S47	S47
SDT	S73, S74		
CLT	S35, S73, S27, S74	S35, S73, S74	S35, S73, S74
OD	S44		
DBO5	S72	S72	S72
CE	S73		
ALC			
DTO	S35, S66, S67, S68	S35, S66, S67, S68, S65	S35, S66, S67, S68, S65, S64
NIT	S73, S10, S11, S8, S9, S29	S73, S10, S11, S9, S8	S73, S10, S11, S9, S8
FTO	S11, S8, S10, S9, S73, S74, S7, S29	S11, S8, S10, S9, S73	S11, S8, S10, S9, S73
COLT	S73, S75, S77, S47	S73, S75, S77, S47	S73, S75, S77, S47
COLF	S75, S29, S11, S10, S28, S47, S45, S74	S75, S10, S11, S74, S45, S47	S75, S10, S11, S74, S45, S47
ICA			

Cuadro 28. Sitios con valores atípicos en variables numéricas de integridad biótica. El espacio en blanco indica ausencia de valor atípico.

Variables de integridad biótica			
Variable	63 sitios	62 sitios	29 sitios
RT			
REPT			
RII			
#TI			
TM	S3, S4	S3, S4	
#TF			
IIBAMA			

8.3. Geomorfología (GEO)

Para determinar el tipo de corriente se evaluaron cinco variables numéricas: Tasa de confinamiento (TC), Relación ancho/profundidad (A/P), Sinuosidad (K), Pendiente (GP) y Tamaño de sustrato (TS), y se identificaron las alteraciones antropogénicas relacionadas a los valores de estas variables.

Se evaluaron 76 sitios de acuerdo con la clave de Rosgen (1996) para determinar el tipo de corriente y se encontraron solo los tipos A (7.89%), G (1.32%), F (27.63%), B (36.84%), E (3.95%) y C (22.37%), todos ellos como corrientes de un solo canal dado que no se muestreó ninguna corriente de múltiples canales tipo D y DA. Así mismo, no se muestrearon corrientes tipo G con pendientes $<2\%$ (subtipo Gc) ni corrientes tipo C con pendientes $<0.1\%$ (subtipo Cc-). Respecto a los sustratos del cauce, se encontraron únicamente los sustratos roca madre (50%) y guijarros (50%) en las corrientes tipo A, gravas (100%) en los tipos G, gravas (33.33%), arenas (33.33%) y cieno/arcilla (33.33%) en los tipos E y en los tipos F, B y C se encontraron todos los sustratos a excepción de cieno/arcilla, arenas y rocas respectivamente.

Se detectaron diversas alteraciones de origen antrópico que afectan a la tasa de confinamiento (TC), a la relación ancho/profundidad (A/P), a la sinuosidad (K), a una combinación de estas variables o a todas a la vez, las cuales van desde la presencia de puentes, carreteras, vados y caminos laterales dentro de la zona de ribera máxima y del área de inundación hasta el aprovechamiento de las riberas para actividades asociadas a la agricultura y ganadería, con presencia de deforestación para fines habitacionales, turísticos y recreativos, extracción de agua y materiales pétreos, construcción de presas y obras de canalización; sin embargo, no se encontraron alteraciones asociadas a la pendiente por tratarse de una variable muy estable que requeriría de modificaciones extremas en el terreno, asociadas a eventos geológicos o meteorológicos, para ser alterada.

De los 77 sitios de estudio, 45 presentaron algún valor en TC, A/P y K por afuera de lo esperado, mientras que el resto de los sitios no presentan variaciones en estas variables, sin embargo, el 40% de estos últimos tienen observaciones de campo que indican presencia de actividades antropogénicas ligeras que no se reflejan en el valor de las variables por lo que podría tratarse de ríos muy resilientes. La sinuosidad es una variable sensible a cambios mínimos en la estructura del cauce, el 75.5% de los 45 sitios afectados obtuvieron valores por debajo de los esperados, es decir, estos cauces se están haciendo más rectos porque están perdiendo sinuosidad como consecuencia de infraestructura para el transporte, como caminos, puentes y vados; infraestructura para extracción de agua o materiales del fondo; así como el uso de las riberas con fines agrícolas o urbanos. De estos sitios, siete de ellos presentan otra(s) variable(s) fuera de lo esperado además de la sinuosidad: cinco presentan alteraciones

en A/P, uno en TC y otro tanto en TC como en A/P; este último sitio se considera el más afectado por ser el único con alteraciones en las tres variables, se trata del sitio S7 Aguas arriba descarga Río Bello donde antiguamente se construyó un camino sobre el curso del cauce en dirección a la comunidad de San Miguel del Monte, Morelia. El otro 24.5% corresponde a once sitios: diez que presentaron alteración únicamente en A/P y uno únicamente en TC, este último corresponde al sitio S12 RCh Entre Presas el cual se encuentra afectado por la construcción del camino que va hacia los Filtros Viejos, Morelia, zona que hoy en día es utilizada para uso recreativo.

A cada sitio se asignó una categoría por el grado de alteración que presenta de acuerdo con los valores obtenidos en TC, A/P y K, y se determinó la cantidad de sitios que corresponden a cada una de las categorías (Cuadro 29).

Cuadro 29. Categorías de los sitios de acuerdo a alteraciones antropogénicas.

Sitios	CAT GEO	Sitios (%)
Sin alteración en K, TC o A/P	Sin alteraciones	40.79
Con alteración en K	Con alteraciones mínimas	35.53
Con alteración en TC (incluye alteración en K)	Con alteraciones evidentes	2.63
Con alteración en A/P (incluye alteración en K y TC)	Con alteraciones fuertes	21.05

Adicional a lo anterior, se encontraron todos los tipos de sustrato considerados en la metodología propuesta por Bunte y Abt (2001) a excepción de las subcategorías: Arena muy fina, Arena fina, Arena mediana, Grava muy fina y Grava fina. El sustrato dominante presente en más del 50% de los sitios son los Guijarros principalmente en la subcategoría Guijarros Grandes, mientras que los sustratos menos frecuentes fueron Cieno/Arcilla y Arena.

Se revisaron las relaciones entre los sustratos y las variables numéricas mediante pruebas de Wilcoxon y Kruskal-Wallis y se encontró diferencia estadística significativa entre la pendiente (GP) asociada a los sustratos (χ^2 , $p < 0.05$), la pendiente asociada al sustrato Roca madre ($\mu_{GP} = 0.0874$) no resultó estadísticamente distinta al del sustrato Rocas ($\mu_{GP} = 0.0367$) pero si al de todos los demás sustratos, es decir, con pendientes mayores al 3% (Gradiente alto) se encuentran sustratos dominantes de mayor tamaño como Rocas y Roca madre.

Se encontró diferencia estadística entre las TC de los distintos Tipos de corriente (χ^2 , $p < 0.0001$) donde los Tipo E son los menos atrincherados con las tasas de confinamiento más altas ($\mu_{TC} = 11.41$), así mismo se encontró diferencia entre las TC de acuerdo al tipo de gradiente que confirma mayores tasas de confinamiento en el gradiente bajo (χ^2 , $p = 0.0051$) con valores por arriba de tres puntos ($\mu_{TC} = 3.43$) de acuerdo con una prueba de t. Además, dada la categorización de los sitios de acuerdo a las alteraciones geomorfológicas que presentan, se confirma la diferencia entre sitios sin alteraciones ($\mu_{A/P} = 29.62$) y sitios con alteraciones fuertes ($\mu_{A/P} = 13.88$) de acuerdo

con la variable A/P (χ^2 , $p=0.0009$), de manera que, los sitios con alteraciones fuertes son más profundos y menos anchos que los que no tienen alteraciones, es decir, sitios de gradiente alto (χ^2 , $p=0.0056$) con una relación ancho/profundidad menor ($\mu_{A/P}=20.08$) de acuerdo con una prueba de t.

8.3.1. Análisis de correlación GEO

Para identificar redundancias entre las variables geomorfológicas se realizó un análisis de correlación no paramétrica utilizando el Coeficiente de Spearman (ρ) sobre la matriz principal de 76 sitios. Se encontraron correlaciones bajas ($\rho < |0.7|$) en todos los pares de variables, pero significativas ($p < 0.05$) únicamente entre: GP y las variables TC (-0.3367), A/P (-0.3341), K (-0.3108) y TS (0.2715); y entre TC y A/P (-0.2365). Lo anterior indica con certeza que a mayores pendientes los valores de TC, A/P y K son menores, mientras que el tamaño de sustratos aumenta. Además, se esperaba una correlación positiva entre TC y A/P de acuerdo con la metodología aplicada, sin embargo, pareciera que los sitios que deberían tener A/P y TC mayores, se hacen cada vez más profundos, lo que provoca que disminuya la relación ancho/profundidad en estos sitios. Los valores de correlación encontrados indican ausencia de redundancias en este grupo de variables. Además, se realizó el mismo análisis utilizando las matrices de menor tamaño donde todos los pares con correlación significativa ($p < 0.05$) corresponde a los mismos que se encontraron en la matriz principal, en el mismo sentido y nivel de correlación.

8.3.2. Análisis multivariante de valores atípicos GEO

Para identificar a los sitios con valores atípicos que no corresponden al mismo universo de datos multivariado de las variables geomorfológicas, se realizó un análisis multivariante de valores atípicos utilizando las Distancias de Mahalanobis con una probabilidad α de 0.05 donde los sitios más alejados de la media multivariada se ubican por arriba del límite de control superior (UCL por sus siglas en inglés). Utilizando la matriz principal de 76 sitios, se identificaron ocho sitios con valores atípicos ordenados de menor a mayor distancia: S72, S37, S52, S45, S38, S58, S43, y S24 (Figura 12).

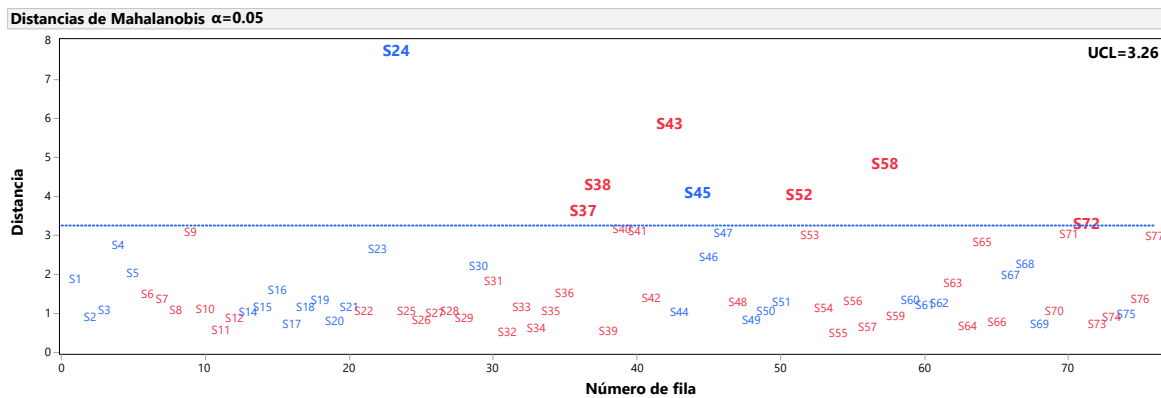


Figura 12. Sitios con valores atípicos de variables geomorfológicas. Sitios de gradiente alto en color rojo y gradiente bajo en color azul.

El sitio S24 es el de mayor distancia con el valor más alto de TC y el más bajo de A/P, estos son valores naturales que indican que se trata de un arroyo somero con una amplia área de inundación y no son resultado de afectaciones antropogénicas; a diferencia de S52 el cual con un valor bajo de A/P refleja una pérdida en el ancho de la ribera máxima a causa del aprovechamiento de ésta para fines ganaderos y agrícolas, sin embargo, su sinuosidad no se ha visto afectada. El sitio S45 tiene un valor alto de A/P pero no presenta alteraciones, solo se trata de un sitio muy ancho, poco profundo y muy sinuoso. El sitio S58 no tiene alteraciones, pero para ser de gradiente alto es el que presenta mayor sinuosidad la cual es más propia en ríos de gradiente bajo. De los sitios con pendientes más altas únicamente S43 no presenta alteraciones, S37 y S38 no cumplen con el valor de A/P lo que significa que se están haciendo menos anchos con relación a la profundidad encontrada, por graves afectaciones en sus riberas con presencia de puentes, deforestación y actividad ganadera, estos últimos sitios presentan los sustratos de mayor tamaño Roca madre. El sitio S72 también presenta los sustratos de mayor tamaño, sin embargo, es un sitio que no presenta ningún tipo de alteración.

Este análisis también se realizó con las variables geomorfológicas de matrices de menor tamaño, sin embargo, de las variables con valores atípicos que se salen en los diferentes universos multivariados únicamente los sitios S68, S47 y S65 no aparecen en la matriz principal. Los sitios S65 y S47 no presentan alteraciones en ninguna de las variables, mientras que S68 no cumple en K, es decir, está perdiendo sinuosidad.

Cuadro 30. Valores atípicos de variables geomorfológicas.

Variable	Mínimo	Máximo	Media (μ)	Desviación estándar (σ)	Sitios con valores atípicos
TC	1	26.9	2.3476	3.1713	S24 tiene el valor más alto
A/P	2.18	79.12	24.2222	15.8569	S24 y S52 tienen valores bajos menores a 8.36; S45 tiene el valor más alto de 79.12
K	1.02	2.5	1.2532	0.2642	S45, S52 y S58 tienen los valores más altos con 1.98, 2.2 y 2.5 respectivamente
GP	0.001	0.2458	0.0383	0.0394	S37, S38 y S43 tienen los valores más altos con 0.16, 0.19 y 0.2458 respectivamente
TS	0.062	2048	341.5130	589.9843	S72, S37 Y S38 tienen el valor más alto

8.3.3. Análisis de componentes principales GEO

Para reconocer las variables más explicativas de este grupo se realizó un análisis de componentes principales con la información de la matriz principal de 76 sitios. Se encontró una explicación mayor al 70% en los tres primeros componentes donde todas las variables aportan significativamente a la explicación de la variación geomorfológica. Este análisis también se aplicó a las variables geomorfológicas de las matrices de menor tamaño y en todas se encontró una explicación mayor al 70% en tres componentes, sin embargo, la variable A/P pierde peso en la matriz 62, 31 y 29. En todos los casos las variables GP y TS se mantienen como las variables que mejor explican la variación en un primer componente, TC lo hace en el segundo componente y K en el tercer componente.

Cuadro 31. Variables más explicativas de la variación geomorfológica.

ACP	76 sitios	62 sitios	39 sitios	31 sitios	29 sitios
Prin 1	GP (0.6300) TS (0.5242)	GP (0.6312) TS (0.5198)	GP (0.6031) TS (0.5211)	GP (0.5851) TS (0.5136)	GP (0.5914) TS (0.5206)
Prin 2	TC (-0.7251) A/P (0.6178)	TC (-0.7209)	TC (-0.6717) A/P (0.6243)	TC (-0.7396)	TC (-0.7452)
Prin 3	K (0.8220)	K (0.7531)	K (0.6476)	K (0.6072)	K (0.5905)
Explicación acumulada	73.75%	74.01%	80.15%	78.86%	79.99%

8.4. Calidad ambiental visual (CAV)

Se revisó valoración de la calidad ambiental visual (VCAV) de 77 sitios de acuerdo con Barbour et al. (1999) y se evaluaron sitios tanto en gradiente alto (GA) como en gradiente bajo (GB) en un 61% y 39%, respectivamente. Para evaluar a los sitios de gradiente alto se evaluaron diez variables: Sustrato disponible para la macrofauna (SDM), Embebimiento (EMB), Patrones de velocidad/profundidad (PVP), Gradiente de sedimentación (GS), Estatus del flujo (EF), Alteraciones del canal (AC), Frecuencia de rabiones (FR), Estabilidad de las riberas (ER), Protección vegetal de las riberas (PVR) y Ancho de la zona de vegetación riparia (AVR); y en sitios de gradiente bajo EMB, PVP y FR se sustituyen por Caracterización del sustrato de los estanques (CSE), Variabilidad de los estanques (VE) y Sinuosidad del cauce (SC), respectivamente. En ambos gradientes se encontraron las cuatro condiciones que maneja este índice: óptima, subóptima, marginal y pobre; sin embargo, casi el 80% de los sitios de GA obtuvo las mejores condiciones (óptima o subóptima) y casi el 80% de los sitios de GB obtuvo las peores condiciones (marginal o pobre), lo anterior muestra una tendencia de disminución de calidad ambiental conforme disminuye la pendiente (χ^2 , $p < 0.0001$).

Se encontraron diferencias estadísticas significativas entre las categorías de la calidad ambiental visual (CAT VCAV) y la mayoría de las variables (10 variables para cada gradiente), sin embargo, a través de las variables en que no se encontró diferencia, se identificaron afectaciones que pueden tener relación con la geocondición del sitio. Utilizando únicamente a los sitios de gradiente bajo, se pudo observar que los valores de las variables GS ($\mu = 17.3$ puntos), AC ($\mu = 15$ puntos), SC ($\mu = 16.6$ puntos) y AVR ($\mu = 17.3$ puntos) son menores en comparación con las demás variables cuando se tiene la mejor condición de CAT VCAV (Óptima), es decir, se trata de variables que tienen ligeras afectaciones pero que no logran apreciarse en el valor final del índice. Para la misma condición de CAT VCAV en los sitios de gradiente alto las variables AC ($\mu = 15.7$ puntos), ER ($\mu = 16.76$ puntos) y AVR ($\mu = 15.66$ puntos) son las más afectadas. Por otro lado, la peor condición de CAT VCAV (Pobre) mantiene a la variable AC ($\mu = 6.2$ puntos) como la más afectada en el gradiente bajo y a AVR ($\mu = 2.75$ puntos) en el gradiente alto. Por lo tanto, en ambos gradientes se observan evidencias de modificaciones o alteraciones principalmente en la estructura del canal (AC) y el ancho de vegetación riparia (AVR).

Para identificar si existen diferencias en cada una de las variables respecto al tipo de gradiente (GA y GB) se hicieron pruebas de Wilcoxon y Kruskal-Wallis, en este caso se utilizaron todos los sitios considerando equivalencia entre las variables particulares de cada gradiente. En las variables SDM, EMB-CSE, PVP-VE, GS, AC, FR-SC, ER y PVR se encontraron medias significativamente mayores (χ^2 , $p < 0.05$) para el gradiente alto; lo que está relacionado con el poder de la corriente y la mayor capacidad de transporte, esto promueve una mayor variabilidad de hábitats, es decir, este gradiente

presenta las mejores condiciones de estas variables, sin embargo, PVR apenas presenta diferencia de acuerdo con la probabilidad obtenida ($p=0.0426$). Las variables EF y AVR no presentaron diferencias estadísticamente significativas ($p>0.05$), lo que permite inferir que las condiciones de estas variables responden igual tanto en el gradiente alto como en el bajo; PVR y AVR, no dependen directamente de la corriente, sino que se trata de variables vinculadas al manejo y uso de la vegetación riparia y ribereña, pero que impactan a la corriente en cuanto a la variable EF.

8.4.1. Análisis de correlación CAV

Para identificar redundancias entre las variables de calidad ambiental se realizó un análisis de correlación no paramétrica utilizando el Coeficiente de Spearman (ρ) sobre la matriz principal de 77 sitios. Se encontraron correlaciones positivas bajas ($\rho < |0.7|$) pero significativas ($p < 0.05$) en todos los pares de variables, a excepción del par AVR y EF que correlaciona poco, pero con una probabilidad que no es significativa, lo que indica que no necesariamente un sitio con un amplio ancho de vegetación riparia sin impacto antrópico se mantiene con el agua tocando ambas riberas evitando la exposición de sustratos. Los valores de correlación encontrados indican ausencia de redundancias en este grupo de variables.

Este análisis se repitió con las matrices de menor tamaño y se observaron solo correlaciones positivas bajas ($\rho < |0.7|$) en su mayoría significativas ($p < 0.05$) en las matrices de 76, 62 y 39 sitios, tal como en la matriz 77. Mientras que, con 31 y 29 sitios se encontraron dos pares de variables con correlación alta ($\rho > |0.7|$) y certidumbre muy alta ($p < 0.0001$): ER con PVR y con AVR. Lo anterior refleja que, si las riberas se encuentran en su mayoría protegidas por vegetación nativa y el ancho de vegetación riparia no presenta impacto por actividades antrópicas y supera los 18 metros, la proporción de evidencias de erosión y/o fallas de ribera es mínimo, es decir, en estos casos la ribera se mantiene estable.

8.4.2. Análisis multivariante de valores atípicos CAV

Para identificar a los sitios con valores atípicos que no corresponden al mismo universo de datos multivariado las variables de calidad ambiental, se realizó un análisis multivariante de valores atípicos utilizando las Distancias de Mahalanobis con una probabilidad α de 0.05 donde los sitios más alejados de la media multivariada se ubican por arriba del límite de control superior (UCL por sus siglas en inglés). Utilizando la matriz principal de 77 sitios, se identificaron diez sitios con valores atípicos de menor a mayor distancia: S29, S53, S14, S1, S24, S22, S13, S49, S3 y S76 (Figura 13).

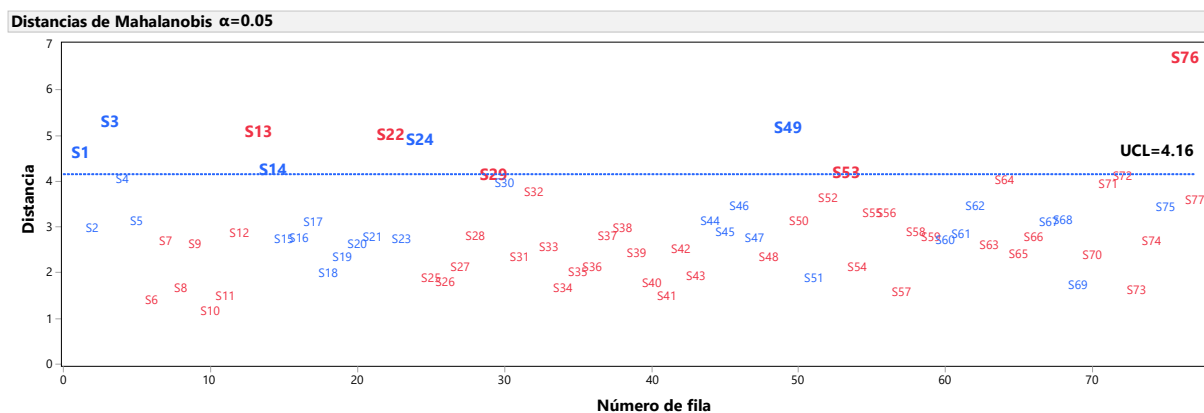


Figura 13. Sitios con valores atípicos de variables de calidad ambiental visual. Sitios de gradiente alto en color rojo y gradiente bajo en color azul.

El sitio S13 Club Campestre Morelia ubicado en un gradiente alto tiene alteraciones fuertes, tiene ocho de las diez variables en condiciones marginales o pobres y en CAT VCAV una condición pobre con 54 puntos y tan solo ER y EMB en condiciones subóptima y óptima, se trata de un sitio que forma parte del cauce del Río Chiquito en el inicio de la rectificación del cauce la cual se realizó en la década de los años 30 del siglo XX, en la que además de desviar el cauce natural, los sustratos y las riberas se encuentran cubiertos por concreto. Así mismo, el sitio S3 de gradiente bajo presenta condiciones Marginal o Pobre en la mitad de las variables: SDM, CSE, VE, AC y AVR, por lo que forma parte del grupo de sitios con CAT VCAV pobre con 94 puntos. Con una condición marginal de calidad ambiental visual se encuentran los siguientes sitios: S1, S14, S24 y S49 de gradiente bajo y S53 de gradiente alto; mientras que con condición subóptima los sitios S22, S29 y S76, todos de gradiente alto, los cuales presentan una o dos variables en condición marginal o pobre. El sitio S22 El Tejocote, del Río Tuxcacuexco, es un sitio en el que el cauce fue modificado por la construcción de obras de infraestructura para el transporte por lo que el cauce natural fue desviado en un tramo, sin embargo, esto no se refleja en su condición de calidad ambiental visual, únicamente la variable SDM tiene condición pobre.

Este análisis también se realizó con las variables de calidad ambiental visual de matrices de menor tamaño, sin embargo, de las variables con valores atípicos que se salen en los diferentes universos multivariados únicamente los sitios S46 (pobre), S64 (óptima), S71 (subóptima) y S72 (pobre) no aparecen en la matriz principal.

Cuadro 32. Valores atípicos de las variables de calidad ambiental visual.

Variable	Mínimo	Máximo	Media (μ)	Desviación estándar (σ)	Sitios con valores atípicos
SDM	4	20	16.18	4.32	S3, S13, S22 Y S24 tienen valores bajos menores a 12 (marginal o pobre)
EMB-CSE	0	20	13.86	4.43	S3, S24, S29 y S49 tienen valores bajos menores a 9 (marginal o pobre); S76 está entre los sitios con el valor más alto (óptima)
PVP-VE	0	20	14.83	5.26	S3, S13 y S76 tienen valores bajos menores a 10 (marginal o pobre)
GS	5	20	14.65	4.48	S13 tiene el valor más bajo (pobre); S1 y S76 están entre los sitios con el valor más alto (óptima)
EF	0	20	14.62	5.31	S76 y S13 tienen valores bajos de 0 y 6 respectivamente (pobre y marginal)
AC	0	20	12.90	5.13	S13 y S3 tienen valores bajos con 0 y 4 respectivamente (pobre); S49 y S76 tienen valores altos con 19 y 20 respectivamente (óptima)
FR-SC	0	20	15.10	5.42	S1 y S13 tienen valores bajos menores a 10 (marginal o pobre)
ER	3	20	14.43	4.35	S1 y S24 tienen valores bajos menores a 10 (marginal o pobre); S29, S53 y S76 tienen el valor más alto (óptima)
PVR	0	20	14.49	4.75	S13, S49 y S53 tienen los valores más bajos con 0, 2, 5 respectivamente (pobre); S22, S29 y S76 tienen el valor más alto (óptima)
AVR	0	20	12.22	5.90	S13, S14 y S53 tienen valores bajos menores a 6 (pobre); S1, S24 y S76 tienen el valor más alto (óptima)

8.4.3. Análisis de componentes principales CAV

Para reconocer las variables más explicativas de este grupo se realizó un análisis de componentes principales con la información de la matriz principal de 77 sitios, en la cual se encontró una explicación mayor al 70% en los tres primeros componentes, pero sin considerar a la variable ER.

Este análisis también se realizó con las variables de calidad ambiental visual de las matrices de menor tamaño y en todas se encontró una explicación mayor al 70% en tres componentes, pero sin considerar a la variable AC en la matriz 76, a las variables ER y PVR en la matriz 62 y a las variables AVR y FR-SC en la matriz 39. Con 31 y 29

sitios se encontró una explicación mayor al 70% sin descartar a ninguna de las variables.

Cuadro 33. Variables más explicativas de la variación de calidad ambiental visual.

ACP	77 sitios	76 sitios	62 sitios	39 sitios	31 sitios	29 sitios
Prin 1	PVP-VE (0.3730) GS (0.3691) SDM (0.3674) FR-SC (0.3622)	PVP-VE (0.3888) SDM (0.3724) GS (0.3609)	SDM (0.4083) EMB-CSE (0.3886) FR-SC (0.3861) PVP-VE (0.3827)	GS (0.4264) PVR (0.3996) SDM (0.3877)	PVP-VE (0.4033) GS (0.3627) SDM (0.3589)	PVP-VE (0.4048) SDM (0.3692) GS (0.3572)
Prin 2	AVR (0.6137) EF (-0.5137)	AVR (0.5210)	EF (-0.6617) AVR (0.6371)	EF (0.7308)	EF (0.7348)	EF (0.7477)
Prin 3	EMB-CSE (-0.6411)	EF (0.5401)	AC (0.4989)	EMB-CSE (0.6863)	EMB-CSE (0.6770)	EMB-CSE (0.6622)
Explicación acumulada	72.46%	70.91%	72.89%	73.95%	71.21%	71.00%

8.5. Relación GEO-CAV

Para conocer la relación entre las variables de los ejes GEO y CAV se utilizó la matriz 76 en la cual únicamente se encuentra información de estos dos ejes, de la matriz principal de CAV de 77 sitios se descartó el sitio S13 Club Campestre Morelia por falta de información geomorfológica.

Se realizó la prueba de Wilcoxon no paramétrica entre las categorías de las condiciones geomorfológicas y las calificaciones de calidad ambiental visual de cada sitio, y se encontró que éstas no se asocian (j_i^2 , $p > 0.05$), lo que indica que no necesariamente una geocondición con alteraciones fuertes se refleja en malas condiciones de la calidad ambiental visual. De acuerdo con la pendiente del sitio, las mejores condiciones de la calidad ambiental visual se encontraron en pendientes altas ($GP > 0.05$), mientras que las condiciones más afectadas en pendientes bajas ($GP < 0.02$), de igual forma casi todas las variables de calidad ambiental visual, a excepción de EF, ER y AVR, tienen mejor condición cuando la pendiente es más alta. Además, mejores condiciones de VCAV se asocian a menores valores de TC (j_i^2 , $p = 0.0164$), y a mayores valores de TS (j_i^2 , $p = 0.0150$). Así mismo, se encontró que en sitios menos atrincherados la condición de la estabilidad de las riberas (j_i^2 , $p = 0.0757$) y la variabilidad de patrones velocidad/profundidad y estanques (j_i^2 , $p = 0.0340$) es Pobre. En sitios donde los sustratos son de mayor tamaño la protección de las riberas es mayor (j_i^2 , $p = 0.0793$), mientras que el estatus del flujo tiene mejores condiciones en sitios donde el TS es menor a 390 mm (j_i^2 , $p = 0.0103$).

Con la finalidad de reconocer diferencias estadísticamente significativas de las variables en estudio con respecto al criterio de gradientes, se realizaron pruebas de Wilcoxon y Kruskal-Wallis entre las cuatro variables numéricas de GEO y las 10 nominales de VCAV y se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las categorías de GS (j^2 , $p=0.048$), AC (j^2 , $p=0.0170$) y FR-SC (j^2 , $p=0.0001$) respecto al valor de pendiente, en los tres casos se trata de sitios con pendientes cercanas o mayores al 5% los cuales presentan menos sedimentaciones anómalas, alteraciones antropogénicas y variaciones en la presencia de rabiones y curvaturas, lo anterior aumenta con pendientes cercanas o menores al 2%. Así mismo, los sitios de pendiente cercana o mayor al 5% se asocian a las mejores categorías de VCAV (subóptima y óptima), mientras que las categorías más bajas de VCAV (marginal y pobre) con pendientes cercanas o menores al 2% (j^2 , $p<0.0001$).

8.5.1. Análisis de correlación GEO-CAV

Para reconocer las relaciones entre las variables geomorfológicas y las de calidad ambiental visual, se realizaron análisis de correlación no paramétrica usando el coeficiente (ρ) de Spearman y no se encontró ningún par altamente correlacionado ($\rho > 0.7$). La variable GP se correlaciona positiva y significativamente ($p<0.05$) con todas las variables de VCAV a excepción de EF, lo que indica que si la pendiente aumenta también mejoran las condiciones de estas variables, pero no necesariamente la condición del estatus del flujo. La TC solo se correlaciona significativamente ($p<0.05$) pero de manera negativa con PVP-VE y AC; es decir, a TC menores (sitios más atrincherados) es mayor la variabilidad de los patrones de velocidad/profundidad de la corriente y del tamaño y profundidad de los estanques, lo que indica menos evidencia de alteraciones antropogénicas. La variable A/P mantiene una correlación negativa significativa ($p<0.05$) con FR-SC y AVR, es decir, a menores A/P (tipos A, G y E), mejores las condiciones en sinuosidad, rabiones y ancho de vegetación riparia. Y la variable TS correlaciona de manera positiva únicamente con ER, PVP-VE, PVR y SDM, lo que significa que el tamaño de los sustratos aumenta en donde se encuentran las mejores condiciones de estas variables.

8.5.2. Análisis multivariante de valores atípicos GEO-CAV

Para identificar a los sitios con valores atípicos que no corresponden al mismo universo de datos multivariado de las variables tanto geomorfológicas como de calidad ambiental, se realizó un análisis multivariante de valores atípicos utilizando las Distancias de Mahalanobis con una probabilidad α de 0.05 donde los sitios más alejados de la media multivariada se ubican por arriba del límite de control superior (UCL por sus siglas en inglés). Se identificaron trece sitios con valores atípicos de menor a mayor distancia: S4, S38, S1, S53, S49, S3, S22, S58, S72, S52, S43, S76 y S24 (Figura 14). Todos los sitios aparecen como sitios con valores atípicos en los

análisis multivariados de GEO y CAV, a excepción de S4, que de acuerdo con el análisis univariado de valores atípicos tiene un valor de TC mayor a 3.74, de A/P por arriba de 42.87 y SDM en condición pobre, se trata de un sitio de gradiente bajo sin alteraciones geomorfológicas pero con calidad ambiental visual pobre, es un punto dentro del meandro natural del Río Lerma en La Piedad, Michoacán, el cual fue aislado de la dinámica natural del cauce por efecto de la construcción del Dren para riego construido en la década de los años 80 del siglo XX.

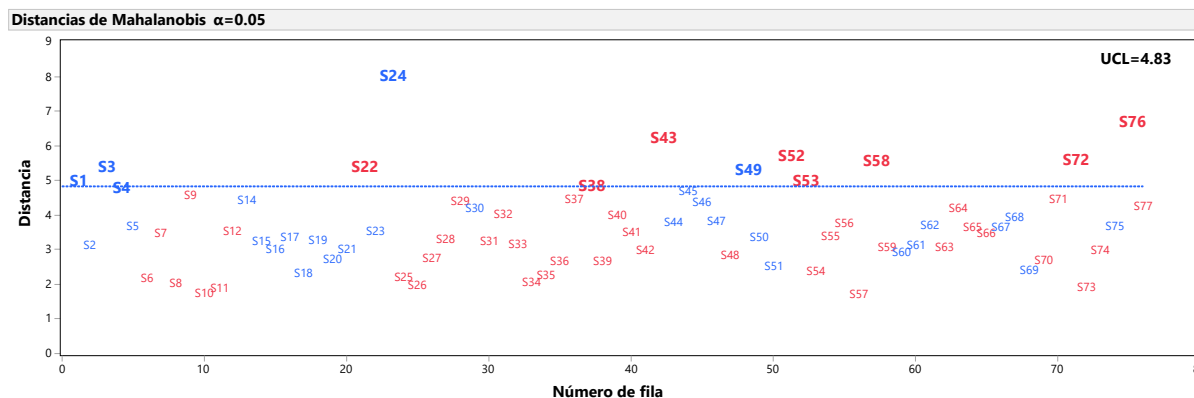


Figura 14. Sitios con valores atípicos de variables geomorfológicas y de calidad ambiental visual. Sitios de gradiente alto en color rojo y gradiente bajo en color azul.

8.5.3. Análisis de componentes principales GEO-CAV

Para reconocer las variables más explicativas de la variación tanto geomorfológica como de calidad ambiental visual se realizó un análisis de componentes principales con la información de la matriz de 76 sitios que incluye a todas las variables de estos ejes. Se encontró una explicación del 70.63% en tres componentes utilizando únicamente seis variables de calidad ambiental visual y dos geomorfológicas, entre las cuales las más explicativas del primer componente son las variables de calidad ambiental: SDM (0.4473), GS (0.4153), FR-SC (0.4082), PVP-VE (0.4023) y EMB-CSE (0.4005), y las de segundo y tercer componente corresponden a las variables geomorfológicas: TC y TS, respectivamente.

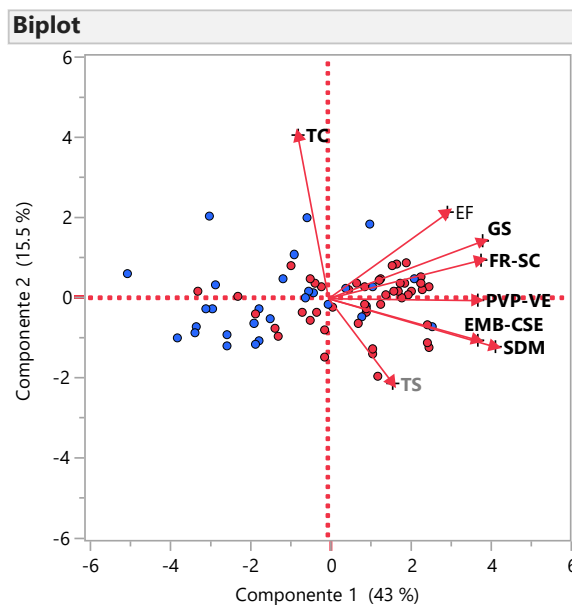


Figura 15. Variables más explicativas de la variación geomorfológica y de calidad ambiental visual. Variables de los dos primeros componentes en negrita color negro y del tercer componente en negrita color gris.

8.6. Calidad del agua (CA)

En las matrices 39 y 31 se contienen todas las variables fisicoquímicas que se emplean para calcular el Índice de Calidad del Agua (ICA), además de otras variables ambientales que no se incluyen en este índice, pero que informan sobre la condición general de la columna de agua: Caudal (Q), Salinidad (SAL), Sulfatos (SUL), Dureza de calcio (DCA), Dureza de magnesio (DMG), Temperatura del agua (T), Saturación de oxígeno (%O), Potencial del hidrogeno (PH), Turbiedad (TUR), Sólidos disueltos totales (SDT), Cloruros totales (CLT), Oxígeno disuelto (OD), Demanda bioquímica de oxígeno (DBO5), Conductividad electrolítica (CE), Alcalinidad (ALC), Dureza total (DTO), Nitritos (NIT), Fósforo total (FTO), Coliformes totales (COLT) y Coliformes fecales (COLF). En los 39 sitios donde se evaluó el ICA se encontraron cuatro categorías: Excelente (15.4%), Aceptable (38.4%), Poco contaminada (30.8%) y Contaminada (15.4%), no se encontró la categoría de agua altamente contaminada ($0 < \text{ICA} \leq 30$).

Se revisó la efectividad del ICA mediante un análisis discriminante lineal utilizando la información de sus variables ponderadas en la matriz 39 y se observó que las variables del ICA permiten diferenciar cuatro de las categorías del índice: Excelente, Aceptable, Poco Contaminado y Contaminado, sin presentar ningún error de clasificación (Figura 16). Sin la ponderación asignada por el índice, se encontró un 20.51% de variables clasificadas erróneamente, donde solo se distingue la categoría de agua contaminada, lo que confirma que la ponderación asignada a cada variable discrimina bien las

categorías del índice, lo que no sucede si cada variable pesara lo mismo o se utilizaran las variables originales.

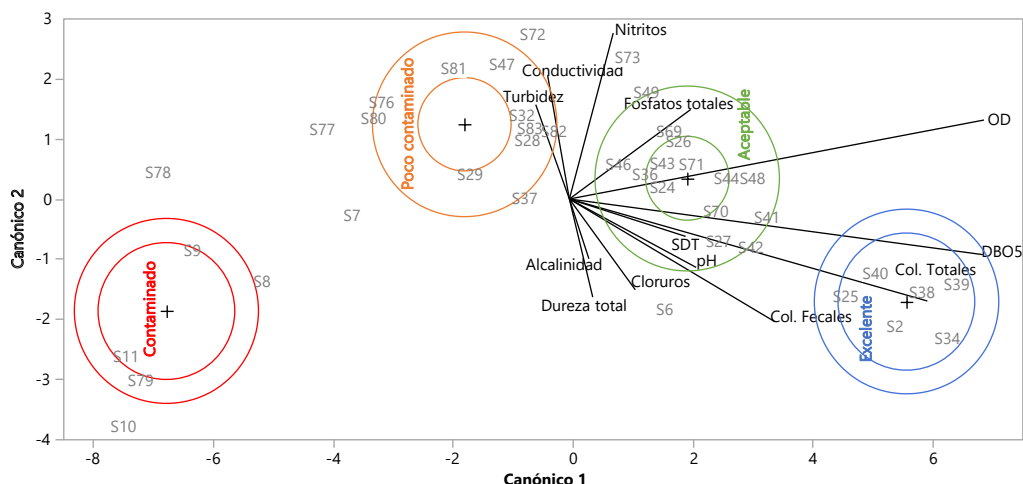


Figura 16. Gráfico de análisis discriminante de categorías de VCAV con variables fisicoquímicas.

Se realizaron pruebas de Wilcoxon y Kruskal Wallis y se encontró diferencia estadísticamente significativa entre las categorías del ICA de manera univariada con las variables: %O (j^2 , $p=0.0063$), SDT (j^2 , $p<0.0001$), OD (j^2 , $p=0.0152$), DBO5 (j^2 , $p=0.0003$), CE (j^2 , $p=0.002$), ALC (j^2 , $p=0.0001$), NIT (j^2 , $p<0.0001$) y FTO (j^2 , $p=0.0020$), donde a valores más altos, mayor contaminación, a excepción del %O y OD donde valores más altos corresponden a mejores categorías del ICA.

8.6.1. Análisis de correlación CA

Para identificar redundancias entre las variables fisicoquímicas se realizó un análisis de correlación no paramétrica utilizando el Coeficiente de Spearman (ρ) sobre ambas matrices principales. Todas las combinaciones de variables de la matriz 39 que obtuvieron una correlación alta ($\rho > |0.7|$) tienen muy alto grado de certeza ($p<0.0001$) y todas se encontraron con el mismo grado de correlación y certeza en el análisis de la matriz 31, a excepción de los pares: TUR con %O, y DTO con DMG, que no alcanzan una correlación alta en la matriz 31 pero que reflejan correlaciones reales que pueden generar redundancias. Entre las correlaciones que pueden generar redundancia de la matriz 39 están las más altas ($\rho > |0.9|$) en los pares: DTO con DCA, OD con %O, ALC con SDT y CE con SAL; y están las altas ($0.7 < \rho < 0.9$) en los pares: CE con CLT, con SDT y con SUL. En el caso de las durezas se consideran variables redundantes DCA y DMG dado que la suma de estas se expresa en la variable DTO, mientras que, en el caso de la medición de oxígeno, la variable %O involucra a la variable OD, modificada tras involucrar un factor de corrección de altitud. Además, este análisis se repitió con la matriz de 29 sitios, sin embargo, no se encontraron correlaciones altas adicionales que puedan generar redundancias.

8.6.2. Análisis multivariante de valores atípicos CA

Para identificar a los sitios con valores atípicos que no corresponden al mismo universo de datos multivariado de variables de fisicoquímicas, se realizó un análisis multivariante de valores atípicos utilizando las Distancias de Mahalanobis con una probabilidad α de 0.05 donde los sitios más alejados de la media multivariada se ubican por arriba del límite de control superior (UCL por sus siglas en inglés). Utilizando la matriz principal de 39 sitios, se identificaron diez sitios con valores atípicos de menor a mayor distancia: S28, S64, S10, S47, S66, S72, S75, S73, S27 Y S35 (Figura 17). En el caso de la matriz principal de 31 únicamente S74 y S68 no aparecen en la matriz principal.

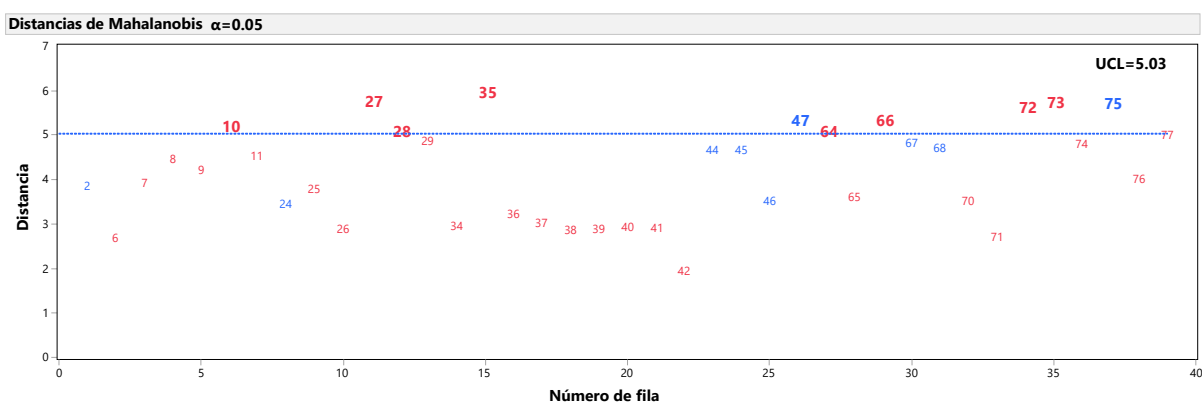


Figura 17. Sitios con valores atípicos de variables fisicoquímicas. Sitios de gradiente alto en color rojo y gradiente bajo en color azul.

Los sitios S27, S35, S47, S64 y S66 tienen aguas de calidad aceptable ($70 < ICA \leq 85$), sin embargo, S27 tiene valores altos en TUR, CLT y COLF, S35 en CLT, CE y DTO, S47 en PH, TUR, ALC, COLT y COLF, S64 en DBO5 y COLF, y S66 en DTO, COLT y COLF, lo que de esta manera califica al agua como contaminada o altamente contaminada, de acuerdo con el puntaje que proporcionan estas variables al índice. El resto de los sitios tienen aguas de calidad contaminada ($30 < ICA \leq 50$) o poco contaminada ($50 < ICA \leq 70$), principalmente por valores altos de DBO5, COLT y COLF. En los sitios S10 y S73 el valor de FTO es muy alto, S72 tiene muy baja la concentración de oxígeno y S28 es el único con DBO5 aceptable. Los sitios S74 (contaminado) y S68 (aceptable) tienen valores altos de DBO5, y S74 también en COLT y COLF; además, de acuerdo con la matriz 31, S74 tiene valores altos en SAL (0.41 ppt), SDT (500mg/l), CLT (48.98mg/l), CE (832 μ S/cm) y ALC (399.05 mg/l), mientras que S68 en DCA (73.33mg/l), T (34°C) y DTO (116 mg/l).

Cuadro 34. Valores atípicos de las variables fisicoquímicas.

Variable	Mínimo	Máximo	Media (μ)	Desviación estándar (σ)	Sitios con valores atípicos
Q	0.0043	0.587	0.1695	0.1908	S47, S35, S64, S68 y S66 tienen valores altos por arriba de 0.36 m ³ /s
SAL	0	0.47	0.1464	0.1256	S72, S35 y S73 tienen los valores más altos por arriba de 0.27 ppt
SUL	2.72	134.12	17.8654	24.6003	S35, S27 y S28 tienen los valores más altos por arriba de 42.5 mg/l
DCA	0.0733	132.333 ₃	14.3315	30.9038	S66 y S35 tienen los valores más altos con 97 y 132.33 mg/l, respectivamente
DMG	0	257.666 ₇	22.0313	45.5860	S66 y S35 tienen los valores más altos con 89.67 y 257.67 mg/l, respectivamente
T	19	34	19.8305	5.0246	S27 está entre los sitios de menor temperatura con 13°C y S47 tiene un valor alto con 27.74 °C
%O	21.9	202.5	92.1552	39.0440	S72 y S10 tienen valores bajos por debajo de 53% y S47 tiene un valor alto de 139.6%
PH	6.65	9.6	7.8185	0.7166	S72 se encuentra entre los sitios más ácidos con 6.7 y S47 entre los más básicos con 9.07 unidades
TUR	0.1	113	29.2728	28.8580	S27 y S47 tienen valores altos por arriba de 58 NTU
SDT	0	600	167.9333	138.7702	S72 y S73 tienen valores altos con 400 y 600 mg/l, respectivamente
CLT	0	68.13	10.9866	16.9114	S27, S73 y S35 tienen los valores más altos por arriba de 27.90 mg/l
OD	2.1	16.15	7.7812	2.8377	S72 y S10 tienen valores bajos por debajo de 5mg/l y S47 tiene un valor alto de 11.15mg/l
DBO5	0	51.1206	7.9296	9.3279	S72 tiene el valor más alto con 51.12 mg/l
CE	10	950	291.7744	244.7715	S72, S35 y S73 tienen valores altos por arriba de 536.5 μ S/cm
ALC	5.3333	445.853 ₃	126.3078	119.1211	S75, S72 y S73 están entre los sitios de mayor alcalinidad con valores mayores a 245.4mg/l
DTO	0.1333	390	36.3629	72.4772	S66 y S35 son los de mayor valor con 186.67 y 390 mg/l
NIT	0	0.7124	0.0538	0.1457	S10 y S73 tienen los valores más altos con 0.51 y 0.71 mg/l, respectivamente
FTO	0	2.681	0.4090	0.8127	S73 y S10 tienen valores altos por arriba de 1.22mg/l
COLT	0	24,197	2491.820 ₅	6077.7693	S47, S73 y S75 tienen valores altos de estos organismos con valores por arriba de 8,570 NMP/100 ml
COLF	0	4,611	293.5487	841.1559	S75 es el que más organismos presentó con 4,611 NMP/100 ml

8.6.3. Análisis de componentes principales CA

Para reconocer las variables más explicativas de este grupo se realizó un análisis de componentes principales sin considerar las variables que aportan redundancia: DCA, DMG, OD y SAL. Primero se revisó la información de la matriz principal de 31 sitios que incluye a todas las variables, sin embargo, para encontrar una explicación significativa no se tomaron en cuenta las variables COLF, COLT, NIT, PH y TUR. Después se exploró esta misma matriz, pero sin considerar a la variable Q, en este caso las variables COLF, COLT, NIT y PH no fueron tomadas en cuenta. De igual forma, este análisis se realizó con las variables fisicoquímicas de las matrices con 39 y 29 sitios. En el análisis de la matriz 39 sin la variable caudal se tuvieron que descartar las variables COLF, NIT y PH para encontrar una explicación significativa; en este caso resultaron las mismas variables explicativas que en la matriz 31 con la diferencia que el segundo componente está compuesto por las variables: %O y TUR. En el caso de la matriz 29 se encontraron las mismas variables explicativas que en la matriz 31, tanto considerando a la variable Q como sin considerarla, además de que en ambos casos se tuvieron que descartar las mismas variables que en la matriz 31 a excepción de PH en la matriz 29 sin Q.

Cuadro 35. Variables más explicativas de la variación fisicoquímica.

ACP con Q	39 sitios	31 sitios	29 sitios
Prin 1	NA	CE (0.4799) SDT (0.4359) ALC (0.4277)	CE (0.4875) SDT (0.4466) ALC (0.4363)
Prin 2	NA	Q (0.5118)	Q (0.5082)
Prin 3	NA	%O (0.5273)	%O (0.5206)
Explicación acumulada	NA	80.64%	80.40%
ACP sin Q	39 sitios	31 sitios	29 sitios
Prin 1	SDT (0.4613) ALC (0.4562) CE (0.4500)	CE (0.4809) SDT (0.4434) ALC (0.4364)	CE (0.4553) SDT (0.4093) ALC (0.4006)
Prin 2	%O (0.5346) TUR (0.46490)	%O (0.5522) T (0.5036)	T (0.4963) %O (0.4897)
Prin 3	DTO (0.4781)	DTO (0.6771)	DTO (0.6661)
Explicación acumulada	70.61%	78.81%	75.73%

8.7. Relación GEO-CAV-CA

Para conocer la relación entre las variables de los ejes Geomorfología, CAV y CA se utilizó la matriz 39 que cuenta con el mayor número de información para estudiar a los tres ejes de manera conjunta. Se realizó la prueba de Wilcoxon no paramétrica entre las categorías de las condiciones geomorfológicas y las calificaciones del ICA de cada sitio, y no se encontraron asociaciones significativas (χ^2 , $p > 0.05$), lo que indica que no necesariamente una geocondición con alteraciones fuertes se refleja en condiciones

baja calidad del agua. De esta manera también se observó la relación entre las categorías de la valoración de calidad ambiental y las calificaciones del ICA, e igualmente no se encontró una relación directa que indique que a mejores condiciones de calidad ambiental mejores condiciones de calidad del agua.

Mediante análisis discriminantes se encontraron las variables fisicoquímicas que discriminan las categorías de la Valoración de la Calidad Ambiental Visual (CAT VCAV), con la información de la matriz 31 se seleccionaron las variables que en conjunto discriminan completamente las categorías CAT VCAV ($r^2=0.96268$): SAL, DCA, DMG, T, %O, PH, SDT, CLT, DBO5, CE, ALC, FTO, COLT y COLF, no se encontró ningún sitio mal clasificado, el gráfico canónico del modelo se muestra en la Figura 18.

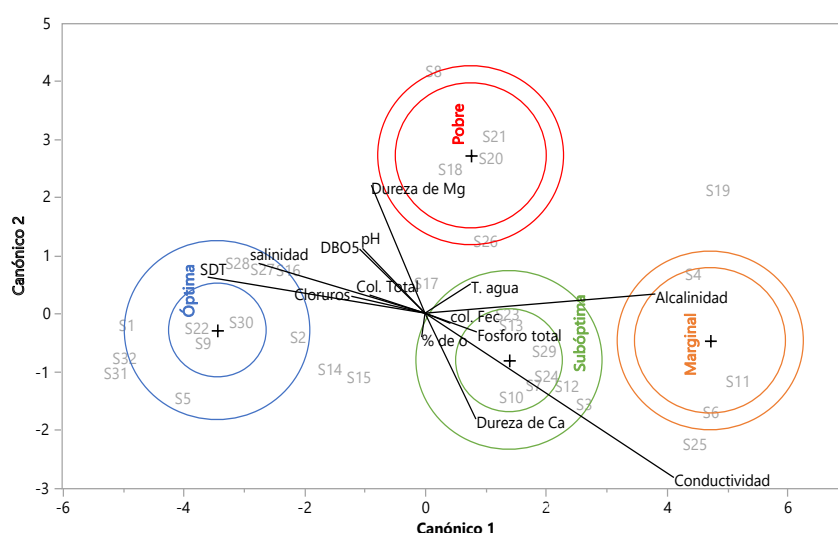


Figura 18. Gráfico de análisis discriminante de categorías de ICA con variables fisicoquímicas.

8.7.1. Análisis de correlación de variables GEO-CAV-CA

Para identificar redundancias entre las variables geomorfológicas, de calidad ambiental y fisicoquímicas se realizó un análisis de correlación no paramétrica utilizando el Coeficiente de Spearman (ρ) sobre las matrices 39 y 31. Ninguna de las combinaciones GEO-VCAV, GEO-ICA y VCAV-ICA de variables en ambas matrices obtuvieron una correlación alta ($p > |0.7|$). De todas las correlaciones bajas únicamente un par obtuvo un grado certeza muy alto ($p < 0.0001$): PVP-VE con ALC (-0.584). La correlación entre los índices VCAV e ICA resultó baja, pero un grado de certeza significativo ($p = 0.4457$, $p = 0.0045$).

8.7.2. Análisis multivariante de valores atípicos GEO-CAV-CA

Para identificar a los sitios con valores atípicos que no corresponden al mismo universo de datos multivariado de las variables de geomorfológicas de calidad ambiental y de calidad del agua, se realizó un análisis multivariante de valores atípicos utilizando las Distancias de Mahalanobis con una probabilidad α de 0.05 donde los sitios más alejados de la media multivariada se ubican por arriba del límite de control superior (UCL por sus siglas en inglés). Con la matriz 39 se identificaron ocho sitios con valores atípicos de menor a mayor distancia: S72, S27, S73, S47, S67, S35, S75 y S24 (Figura 19). Todos los sitios aparecen como sitios con valores atípicos en los análisis multivariados de GEO, CAV y CA a excepción de S67, que de acuerdo con el análisis univariado de valores atípicos tiene valores altos de A/P (42.87), DCA (85.33 mg/l) y DTO (144 mg/l), se trata de un sitio sin alteraciones geomorfológicas de gradiente bajo, pero de aguas poco contaminadas.

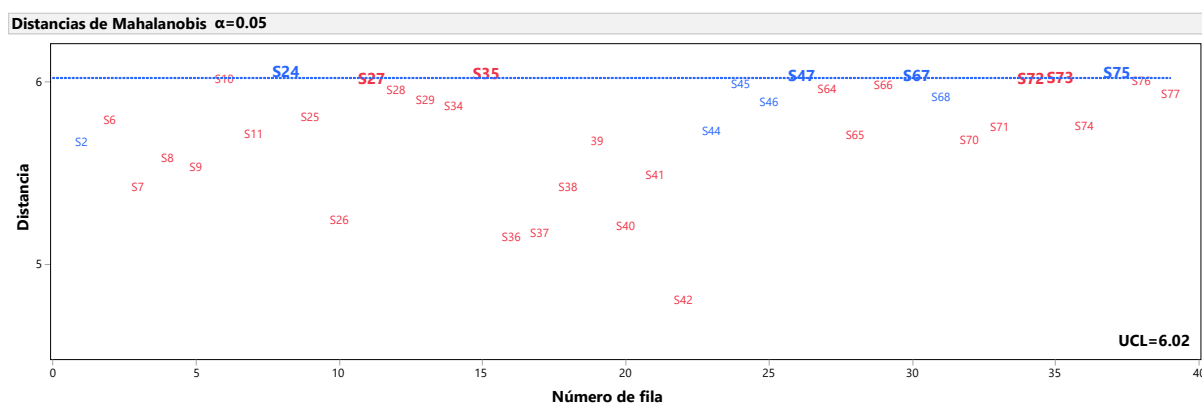


Figura 19. Sitios con valores atípicos de variables geomorfológicas, de calidad ambiental visual y fisicoquímicas. Sitios de gradiente alto en color rojo y gradiente bajo en color azul.

8.7.3. Análisis de componentes principales GEO-CAV-CA

Para reconocer las variables más explicativas de la variación geomorfológica, de calidad ambiental y fisicoquímica se realizó un análisis de componentes principales con la información de la matriz de 39 sitios puesto que es la matriz con más información de estos tres ejes y excluye a la variable Q, que como se vio en análisis anteriores no permite visualizar el aporte de otras variables fisicoquímicas más importantes como DTO y T, además, no se tomaron en cuenta las variables que aportan redundancia: DCA, DMG, OD y SAL. Se encontró una explicación del 74.98 % en tres componentes utilizando únicamente seis variables fisicoquímicas (ALC, CE, SDT, CLT, DBO5 y PH), tres de calidad ambiental (EMB-CSE, SDM Y GS) y una geomorfológica (TC), entre

las cuales las más explicativas del primer componente son las variables fisicoquímicas: SDT (0.48996), ALC (0.48439) y CE (0.48339), la del segundo componente corresponde a la variable de calidad ambiental SDM (0.61901) y en el tercer componente aparece otra variable fisicoquímica PH (-0.72576). Al final las variables que aportaron menos a la explicación de este grupo de tres ejes fueron las geomorfológicas.

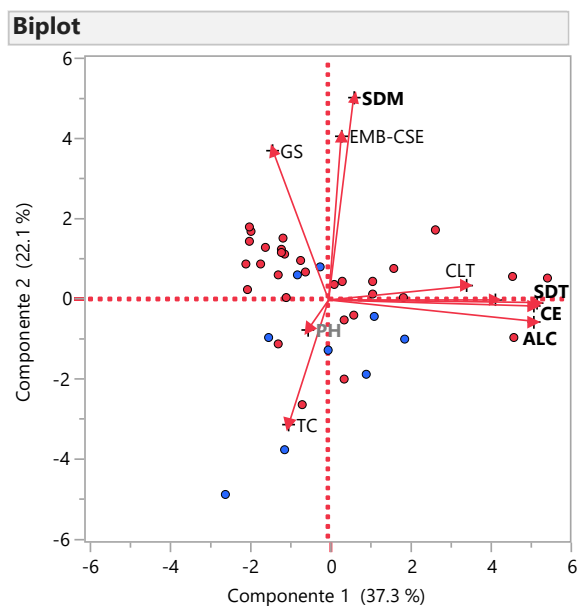


Figura 20. Variables más explicativas de la variación geomorfológica, de calidad ambiental visual y calidad del agua. Variables de los dos primeros componentes en negrita color negro y del tercer componente en negrita color gris.

8.8. Macroinvertebrados acuáticos (MA)

8.8.1. Composición de comunidades MA

De las muestras de macroinvertebrados acuáticos tomadas en 63 sitios se encontraron en total 234,450 individuos, mismos que pertenecen a 148 familias y 3 subfamilias (Chironomidae: Chironominae, Orthocladinae y Tanypodinae), las cuales están distribuidas en 32 órdenes, 11 clases y 5 phyla. En el cuadro 36 se muestra el elenco sistemático encontrado.

8.8.2. Riqueza MA

Se encontró una riqueza de macroinvertebrados entre 5 y 63 familias por sitio. El valor más bajo corresponde al sitio S13 Club Campestre Morelia, mientras que el más alto al sitio S35 Agua Blanca Tuxpan. El phylum Arthropoda y la clase Insecta aportan más del 70% de la riqueza total con los órdenes Coleoptera, Diptera, Ephemeroptera, Hemiptera, Odonata y Trichoptera; donde los dípteros representan el orden de mayor riqueza con el 16.5% de la riqueza total (Figura 21).

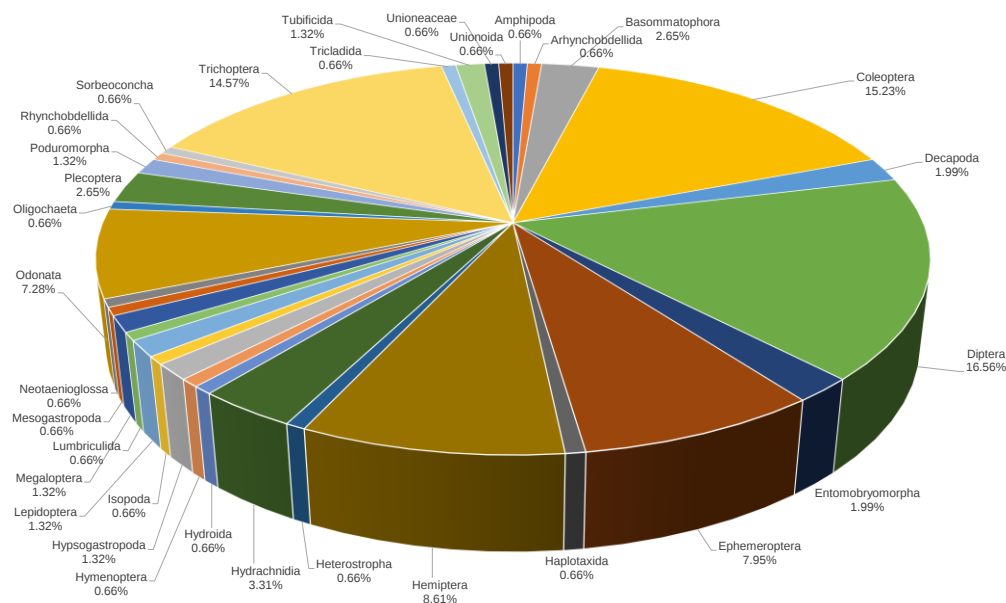


Figura 21. Riqueza de macroinvertebrados

Cuadro 36. Elenco sistemático.

Phylum	Clase	Orden	Familia/Subfamilia
Cnidaria	Hydrozoa	Hydroida	Hydridae
Platyhelminthes	Turbellaria	Tricladida	Planariidae
Annelida	Oligochaeta	Haplotaxida	Haplotaxidae
		Lumbriculida	Lumbriculidae
		Tubificida	Naididae Tubificidae
	Hirudinea	Arhynchobdellida	Erpobdellidae
		Rhynchobdellida	Glossiphonidae
Mollusca	Gastropoda	Hypsogastropoda	Hydrobiidae Pomatiopsidae
		Sorbeoconcha	Pleuroceridae
		Mesogastropoda	Ampullariidae
		Neotaenioglossa	Thiaridae
		Basommatophora	Ancylidae
			Lymnaeidae
			Physidae
			Planorbidae
	Heterostropha	Valvatidae	
	Bivalvia	Unionoida	Unionidae
		Unioneaceae	Corbiculidae
Arthropoda	Acarii	Hydrachnidia	Hydrachnidia
			Hygrobatidae
			Limnesiidae
			Rhynchohydracaridae
			Torrenticolidae
	Crustacea	Isopoda	Asellidae
		Amphipoda	Hyalellidae
		Decapoda	Astacidae
Cambaridae Palaemonidae			
Arthropoda	Collembola	Poduromorpha	Poduridae Hypogastruridae
		Entomobryomorpha	Actaletidae
			Entomobryidae
			Isotomidae
	Insecta		Ephemeroptera
		Baetidae	
		Caenidae	
		Ephemerellidae	
		Ephemeridae	
		Heptageniidae	
		Isonychidae	
		Leptohyphidae	
		Leptophlebiidae	
		Neoephemeridae	
		Potamanthidae	
Siphonuridae			
Odonata	Aeshnidae		
	Calopterygidae		
	Coenagrionidae		
	Cordulegastridae		

Cuadro 36. Continuación

Phylum	Clase	Orden	Familia/Subfamilia
Arthropoda	Insecta	Odonata	Corduliidae
			Gomphidae
			Lestidae
			Libellulidae
			Petaluridae
			Platystictidae
			Protoneuridae
		Plecoptera	Leuctridae
			Nemouridae
			Perlidae
			Perlodidae
		Hemiptera	Belostomatidae
			Corixidae
			Gelastocoridae
			Gerridae
			Hebridae
			Macrovellidae
			Mesovellidae
			Naucoridae
			Nepidae
			Notonectidae
			Pleidae
			Saldidae
			Veliidae
		Megaloptera	Corydallidae
			Sialidae
		Lepidoptera	Crambidae
			Noctuidae
		Hymenoptera	Ichneumonidae
		Trichoptera	Apataniidae
			Beraeidae
			Brachycentridae
			Calamoceratidae
			Ecnomidae
			Glossosomatidae
			Helicopsychidae
			Hydrobiosidae
			Hydropsichidae
			Hydroptilidae
			Lepidostomatidae
			Leptoceridae
			Limnephylidae
			Molannidae
			Odontoceridae
			Philopotamidae
			Phryganeidae
			Polycentropodidae
			Rhyacophilidae
			Seriscotomatidae
			Uenoidae
			Xiphocentronidae

Cuadro 36. Continuación

Phylum	Clase	Orden	Familia/Subfamilia
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Gyrinidae
			Heteroceridae
			Carabidae
			Chrysomelidae
			Curculionidae
			Noteridae
			Staphylinidae
			Hydraenidae
			Halipidae
			Dytiscidae
			Hydroscaphidae
			Melyridae
			Scirtidae
			Dryopidae
			Ptilodactylidae
			Ptiliidae
			Hydrophilidae
			Helophoridae
			Sphaeriidae
			Psephenidae
			Limnichidae
			Lutrochidae
			Elmidae
		Diptera	Athericidae
			Blepharyceridae
			Canacidae
			Ceratopogonidae
			Chironomidae
			Chironominae/Chironominae
			Chironomidae/Orthoclaudiinae
			Chironomidae/Tanypodinae
			Dixidae
			Dolichopodidae
			Dyxidae
			Empididae
			Ephydriidae
			Muscidae
			Phoridae
			Psychodidae
			sarcophagidae
			Sciomyzidae
			Tanyderidae
			Thaumaleidae
			Culicidae
			Simuliidae
			Stratiomyiidae
			Syrphidae
			Tabanidae
			Tipulidae

8.8.3. Abundancia MA

Las abundancias variaron entre 27 y 21,004 individuos. El phylum Arthropoda y la clase Insecta aportan más del 90% de la abundancia total con los órdenes Coleóptera, Díptera, Ephemeroptera, Hemíptera y Trichoptera; tan solo el orden Díptera representa el 52.4% de esta variable.

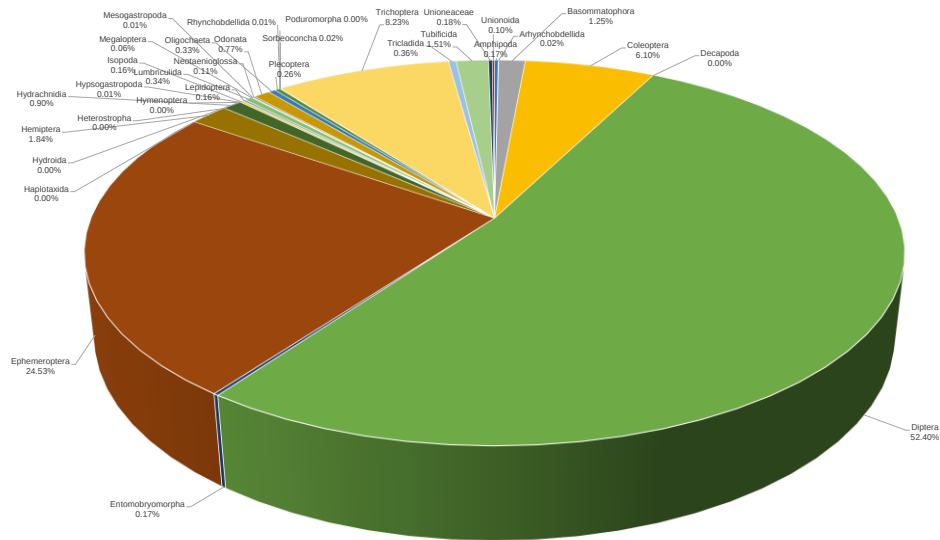


Figura 22. Abundancia de macroinvertebrados

8.8.3.1. Organismos más abundantes

Las familias de macroinvertebrados más abundantes son Baetidae, Chironomidae y Simuliidae, las cuales suman una abundancia de 166,782 individuos y representan el 65.8% de la abundancia total.

La familia Chironomidae es la más abundante con 81,229 individuos, los cuales representan el 32% de la abundancia total. Además, se encontró presente en el 100% de los sitios y solo en el 14.4% de estos se encontró a nivel de una o varias de las subfamilias identificadas. Los sitios con mayor abundancia de chironomidos son “El Salto” y “RCh entre presas” con 11,747 y 11,161 individuos respectivamente, los cuales representan el 26.6% de la abundancia total de esta familia, además, en ambos sitios se trata de la familia más abundante. Los sitios con menor abundancia de chironomidos son “Club campestre Morelia”, “Cuchumbac” y “Presa Batán” con menos de 10 individuos cada uno. Estos organismos recolectores y de hábitos excavadores son considerados Muy Tolerantes con una valencia de tolerancia de 9 puntos, sin embargo, las subfamilias Tanypodinae y Chironominae son Tolerantes con valencias de 7 y 6 puntos respectivamente, mientras que Orthocladinae es Intolerante con una valencia de 5 puntos. Además, Tanypodinae pertenece al gremio Depredador.

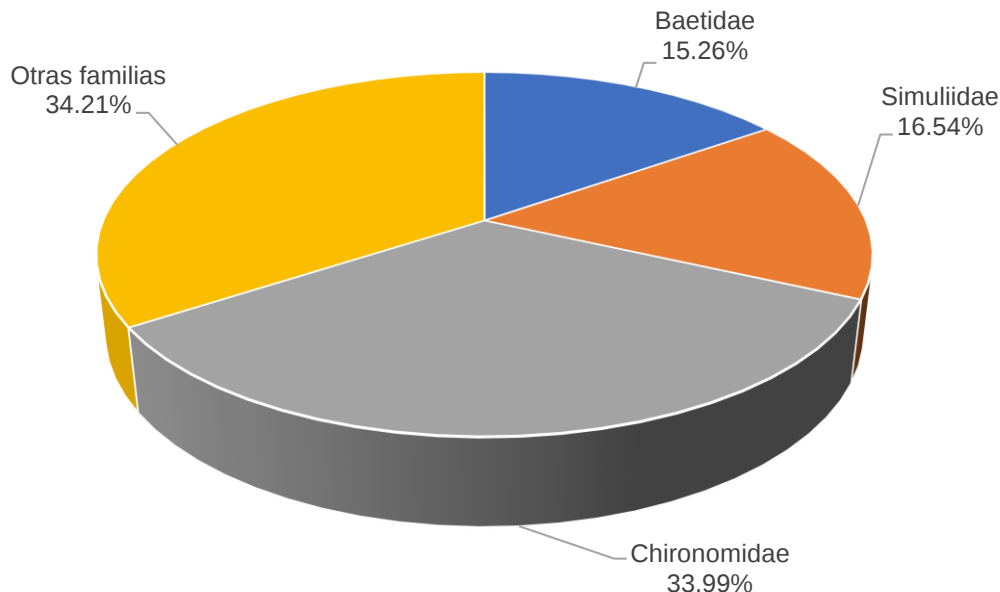


Figura 23. Familias de macroinvertebrados más abundantes

La segunda familia más abundante es Simuliidae con 41,930 individuos, los cuales fueron encontrados en el 82% de los sitios. “RCh entre presas”, “Las Golondrinas”, “El Infonavit” y “Las Viboritas” son los sitios con mayor abundancia con más de 5 mil individuos de esta familia cada uno, tan solo estos cuatro sitios presentan en conjunto el 63.6% de la abundancia de esta familia, y cabe destacar que los sitios pertenecen a la misma subcuenca hidrográfica.

La familia Beatidae es la tercera más abundante con 38,693 individuos presentes en el 97% de los sitios. Con más de 5 mil individuos “Agua Blanca Tuxpan” y “Las Viboritas” son los sitios de mayor abundancia, los cuales en conjunto representan el 30.4% de la abundancia de esta familia.

8.8.3.2. Organismos menos abundantes

Entre los organismos menos abundantes sobresalieron 17 familias con tan solo 1 individuo, diez se encontraron en tan solo un sitio, las otras siete se distribuyen de la siguiente manera: tres en el sitio S23, dos en el sitio S35 y dos en el sitio S41 (Cuadro 37).

Cuadro 37. Familias menos abundantes

No.	Familia	Sitio
1	Apataniidae	S23 Neblinas
2	Canacidae	S20 Adjuntas
3	Gelastocoridae	S23 Neblinas
4	Haplotaxidae	S55 Rodilla del Diablo II
5	Hydridae	S22 El Tecojote
6	Hygrobatidae	S41 Paredones
7	Leuctridae	S1 El Establo
8	Melyridae	S59 Puente Nueva Italia
9	Noteridae	S41 Paredones
10	Palaemonidae	S23 Neblinas
11	Poduridae	S35 Agua blancaTuxpan
12	Pomatiopsidae	S70 Cuchumbac
13	Sarcophagidae	S35 Agua blancaTuxpan
14	Seriscotomatidae	S66 San Cristóbal Alto
15	Syrphidae	S73 Cruz Ancha
16	Tanyderidae	S18 Manantiales
17	Valvatidae	S23 Neblinas

8.8.4. Rareza MA

Se tomó la información de abundancia (N) y presencia (P) de las 149 familias y 3 subfamilias encontradas para determinar su rareza en los 63 sitios de estudio. Se categorizó cada una de las variables mediante un análisis de percentiles quedando su denominación y calificación como se muestra en el Cuadro 38, cada variable aporta una calificación, es decir, la rareza corresponde a una sumatoria de la calificación de ambas variables quedando los rangos para cada categoría como se muestran en el Cuadro 39.

Cuadro 38. Calificación de variables del índice de rareza.

Cuartil	25%	50%	75%	100%
Abundancia (N)	$N \leq 5$	$5 < N \leq 58$	$58 < N \leq 427$	$N \leq 427$
Calificación N	1	2	3	4
Presencia (P)	$P \leq 2$	$2 < P \leq 7$	$7 < P \leq 23$	$P \leq 23$
Calificación P	1	2	3	4

Cuadro 39. Calificación y categorías del índice de rareza (Z).

Categoría	Calificación
Rara	$Z \leq 3$
Poco común	$3 < Z \leq 5$
Común	$5 < Z \leq 7$
Muy común	$Z \geq 8$

Entre las 151 familias predominó la categoría Poco común (29.14%), seguida de la categoría Rara (27.82%), la categoría Común (27.15%) y la categoría Muy común (15.89%), el listado de las familias y sus categorías se muestra en el cuadro 40.

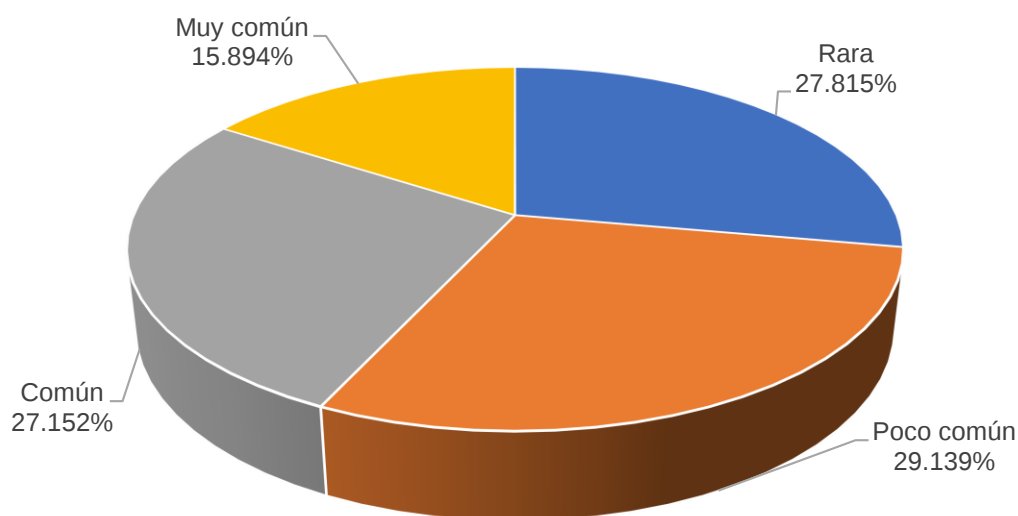


Figura 24. Familias de macroinvertebrados Muy comunes, Comunes, Poco comunes y Raras.

Posteriormente se contabilizaron estas categorías para establecer a la más predominante por sitio y se categorizaron los sitios de acuerdo con la cantidad de categorías de rareza presentes, quedando de la siguiente forma (Figura 25): Sitios con las cuatro categorías Muy común, Común, Poco común y Rara (S4Z), Sitios con 3 categorías sin la categoría Rara (S3Z), Sitios con dos categorías sin las categorías Rara y Poco común (S2Z) y Sitios con únicamente la categoría Muy común (S1Z).

Se encontró la categoría Muy común en todos los sitios, la categoría Común estuvo ausente únicamente en el sitio S13 Club Campestre Morelia (S1Z), la categoría Poco común estuvo ausente tanto en el sitio S13 como en el S3 Guanajuatillo (S2Z), mientras que la categoría Rara se encontró en tan solo el 40% de los sitios, esta categoría no llega al 16% en ninguno de los sitios.

Cuadro 40. Rareza de macroinvertebrados acuáticos.

No.	Familia/Subfamilia	Valor de rareza	Categoría de rareza
1	Actaletidae	2	Rara
2	Aeshnidae	4	Poco común
3	Ameletidae	3	Rara
4	Ampullariidae	3	Rara
5	Ancylidae	7	Común
6	Apataniidae	2	Rara
7	Asellidae	6	Común
8	Astacidae	2	Rara
9	Athericidae	4	Poco común
10	Baetidae	8	Muy común
11	Belostomatidae	7	Común
12	Beraeidae	3	Rara
13	Blepharyceridae	5	Poco común
14	Brachycentridae	4	Poco común
15	Caenidae	8	Muy común
16	Calamoceratidae	6	Común
17	Calopterygidae	8	Muy común
18	Cambaridae	2	Rara
19	Canacidae	2	Rara
20	Carabidae	2	Rara
21	Ceratopogonidae	8	Muy común
22	Chironomidae	8	Muy común
23	Chironomidae/Orthoclaudiinae	7	Común
24	Chironomidae/Tanypodinae	7	Común
25	Chironominae/Chironominae	8	Muy común
26	Chrysomelidae	4	Poco común
27	Coenagrionidae	8	Muy común
28	Corbiculidae	7	Común
29	Cordulegastridae	5	Poco común
30	Corduliidae	5	Poco común
31	Corixidae	8	Muy común
32	Corydallidae	7	Común
33	Crambidae	7	Común
34	Culicidae	5	Poco común
35	Curculionidae	4	Poco común
36	Dixidae	6	Común
37	Dolichopodidae	5	Poco común
38	Dryopidae	5	Poco común
39	Dytiscidae	7	Común
40	Ecnomidae	8	Muy común
41	Elmidae	8	Muy común
42	Empididae	7	Común
43	Entomobryiidae	2	Rara
44	Ephemerellidae	4	Poco común
45	Ephemeridae	5	Poco común
46	Ephydriidae	6	Común
47	Erpobdellidae	4	Poco común
48	Gelastocoridae	2	Rara
49	Gerridae	8	Muy común

Cuadro 40. Continuación

No.	Familia/Subfamilia	Valor de rareza	Categoría de rareza
50	Glossiphonidae	4	Poco común
51	Glossosomatidae	7	Común
52	Gomphidae	7	Común
53	Gyrinidae	6	Común
54	Haliplidae	3	Rara
55	Haplotaxidae	2	Rara
56	Hebridae	5	Poco común
57	Helicopsychidae	7	Común
58	Helophoridae	2	Rara
59	Heptageniidae	8	Muy común
60	Heteroceridae	2	Rara
61	Hyaellidae	7	Común
62	Hydrachnidia	8	Muy común
63	Hydraenidae	7	Común
64	Hydriidae	2	Rara
65	Hydrobiidae	4	Poco común
66	Hydrobiosidae	6	Común
67	Hydrophilidae	7	Común
68	Hydropsichidae	8	Muy común
69	Hydroptilidae	8	Muy común
70	Hydrosaphidae	2	Rara
71	Hygrobatidae	2	Rara
72	Hypogastruridae	2	Rara
73	Ichneumonidae	2	Rara
74	Isonychidae	4	Poco común
75	Isotomidae	6	Común
76	Lepidostomatidae	6	Común
77	Leptoceridae	8	Muy común
78	Leptohyphidae	8	Muy común
79	Leptophlebiidae	8	Muy común
80	Lestidae	5	Poco común
81	Leuctridae	2	Rara
82	Libellulidae	7	Común
83	Limnephylidae	6	Común
84	Limnysiidae	2	Rara
85	Limnichidae	5	Poco común
86	Lumbriculidae	6	Común
87	Lutrochidae	5	Poco común
88	Lymnaeidae	3	Rara
89	Macrovellidae	5	Poco común
90	Melyridae	2	Rara
91	Mesovellidae	4	Poco común
92	Molannidae	2	Rara
93	Muscidae	6	Común
94	Naididae	7	Común
95	Naucoridae	6	Común
96	Nemouridae	4	Poco común
97	Neoephemeridae	5	Poco común
98	Nepidae	2	Rara
99	Noctuidae	4	Poco común
100	Noteridae	2	Rara

Cuadro 40. Continuación

No.	Familia/Subfamilia	Valor de rareza	Categoría de rareza
101	Notonectidae	6	Común
102	Odontoceridae	4	Poco común
103	Oligochaeta	7	Común
104	Palaemonidae	2	Rara
105	Perlidae	7	Común
106	Perlodidae	5	Poco común
107	Petaluridae	2	Rara
108	Philopotamidae	8	Muy común
109	Phoridae	4	Poco común
110	Phryganeidae	4	Poco común
111	Physidae	8	Muy común
112	Planariidae	7	Común
113	Planorbidae	6	Común
114	Platystictidae	4	Poco común
115	Pleidae	4	Poco común
116	Pleuroceridae	5	Poco común
117	Poduridae	2	Rara
118	Polycentropodidae	8	Muy común
119	Pomatiopsidae	2	Rara
120	Potamanthidae	4	Poco común
121	Protoneuridae	2	Rara
122	Psephenidae	7	Común
123	Psychodidae	8	Muy común
124	Ptiliidae	4	Poco común
125	Ptilodactylidae	5	Poco común
126	Rhyacophilidae	5	Poco común
127	Rhynchohydracaridae	2	Rara
128	Saldidae	4	Poco común
129	Sarcophagidae	2	Rara
130	Sciomyzidae	4	Poco común
131	Scirtidae	4	Poco común
132	Seriscotomatidae	2	Rara
133	Sialidae	2	Rara
134	Simuliidae	8	Muy común
135	Siphonuridae	2	Rara
136	Sphaeriidae	6	Común
137	Staphylinidae	6	Común
138	Stratiomyiidae	7	Común
139	Syrphidae	2	Rara
140	Tabanidae	5	Poco común
141	Tanyderidae	2	Rara
142	Thaumaleidae	2	Rara
143	Thiaridae	5	Poco común
144	Tipulidae	6	Común
145	Torrenticolidae	4	Poco común
146	Tubificidae	7	Común
147	Uenoidae	2	Rara
148	Unionidae	6	Común
149	Valvatidae	2	Rara
150	Veliidae	8	Muy común
151	Xiphocentronidae	5	Poco común

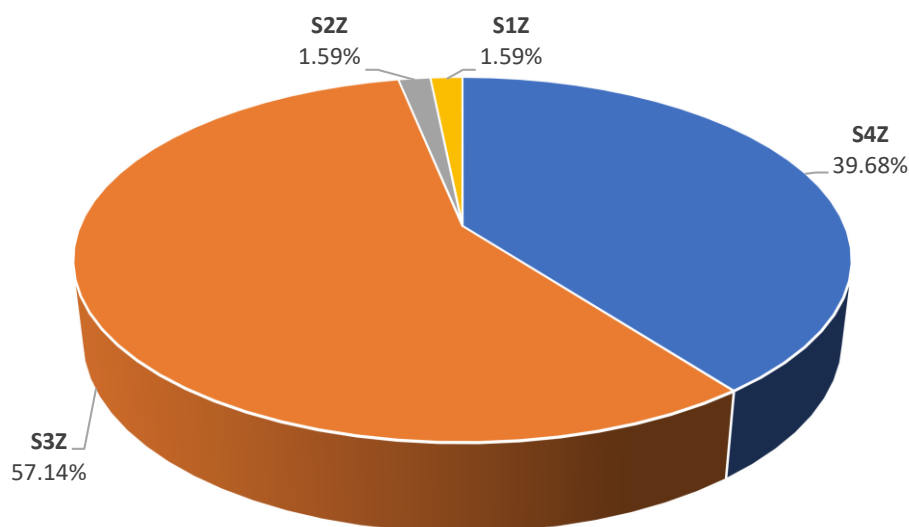


Figura 25. Sitios de acuerdo a la cantidad de categorías de rareza.

Las familias más frecuentes en todos los sitios son Muy comunes (74.60%), Comunes (20.64%) o ambas (4.76%). Se encontraron dos sitios con más del 70% de una sola categoría: los sitios S13 Club Campestre Morelia (S1Z) y S17 Puente Coroneo (S2Z) presentan en su mayoría macroinvertebrados Muy comunes.

8.8.5. Valencia de tolerancia MA

Se encontraron cuatro categorías de tolerancia en los macroinvertebrados: Muy tolerante (MT), Tolerante (T), Intolerante (I) y Muy intolerante (MI), además de los No determinados (ND), donde la categoría Intolerante (I) resultó la más abundante Figura 26. Los sitios en los que se encontró la categoría MT en más del 60% de las familias son: S43 El caracol, S67 Amaca y S68 Barra Copalita. Además, solo se encontró un sitio con más del 60% de las familias con categoría MI: S4 Las adjuntas 5 de oros. Desde la perspectiva de la abundancia, S14 San Pedro y S75 San Agustín presentan más del 80% de sus individuos con una categoría MT, mientras que S21 Santa Bárbara, S41 Paredones, S54 Minitas y S66 San Cristóbal presentan más del 80% de sus individuos en la categoría Intolerante (I).

Se identificó el número de familias Intolerantes y Muy intolerantes para cada sitio, y de los 63 sitios de estudio, ocho de ellos no presentan ninguna familia Muy intolerante y son los mismos sitios con el menor número de familias Intolerantes, es decir, menos de 10 familias. En el orden de menos a más de estas familias, se trata de los sitios: S13 Club Campestre Morelia, S4 Las Adjuntas 5 de oros, S15 Presa Batán, S17 Pte. Coroneo, S3 Guanajuatillo, S70 Cuchumbac, S76 San Roque, S68 barra Copalita, S5

El Salto, S62 Chorros del Varal Río Apupátaro, S18 Manantiales, S20 Adjuntas y S16 Campo de golf.

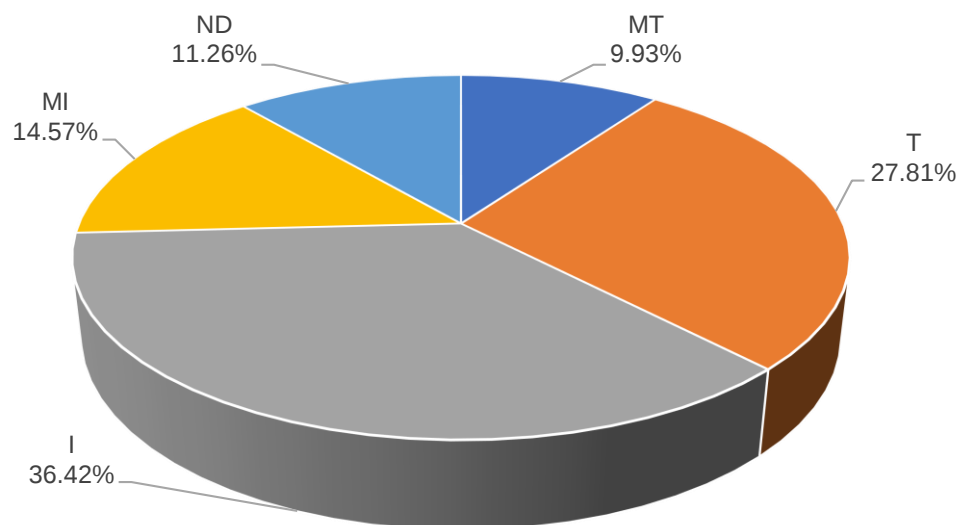


Figura 26. Valencias de tolerancia de riqueza total.

8.8.6. Estructura trófica MA

Se encontraron en total 16 grupos funcionales o gremios tróficos diferentes en las familias y subfamilias presentes: Colectores (Col), Colectores-Depredadores (Col/Dep), Colectores-Filtradores (Col-Fil), Colectores-Raspadores (Col/Ras), Colectores-Recolectores (Col/Rec), Cortadores (Cor), Depredadores (Dep), Depredadores-Recolectores (Dep/Rec), Desgarradores (Des), Omnívoros (Omn), Omnívoros-Colectores-Recolectores (Omn/Col/Rec), Parásitos (Parasi), Raspadores (Ras), Recolectores (Rec), Recolectores-Raspadores (Rec/Ras) y los no determinados (ND). De todos los gremios el más abundante entre las familias de macroinvertebrados encontradas es el gremio Dep (Figura 27), éste se encontró en más del 50% de las familias de los sitios: S18 Manantiales (GB), S21 Santa Bárbara (GB), S37 Ichaqueo cabecera (GA), S44 Copuyo (GB), S46 Iranche (GB), S62 Chorros del varal (GB) y S77 Cerro Hueco (GA).

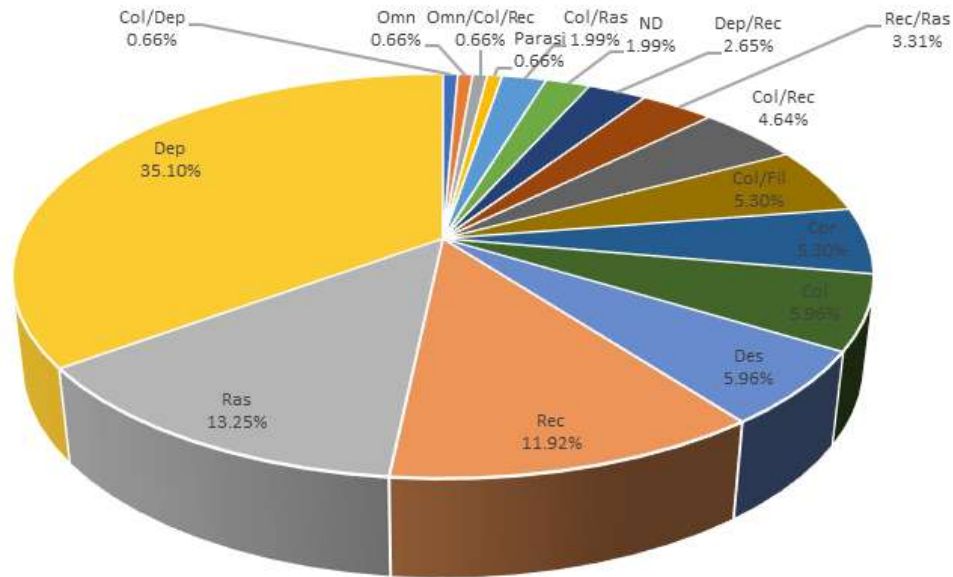


Figura 27. Gremios tróficos de riqueza total

Todos los sitios tienen a los gremios Dep y Rec, y adicional a estos, más del 70% de los sitios tienen organismos con gremios Rec/Ras, Cor, Ras, Col/Fil y Col/Rec. Los gremios menos frecuentes son Col/Dep y Omn/Col/Rec, puesto que se encontraron en tan solo un sitio cada uno.

8.8.7. Hábitos de vida MA

Se encontraron en total 15 hábitos de vida diferentes en las familias y subfamilias presentes: Caminadores (Cam), Desgarradores (Des), Excavadores (Exc), Fijos (Fij), Intersticiales (Int), Nadadores (Nad), Nadadores-Fijos (Nad/Fij), Parásitos (Parasi), Patinadores (Pat), Reptadores-Excavadores (Rep/Exc), Reptadores-Fijos (Rep/Fij), Trepadores (Tre), Trepadores-Fijos (Tre/Fij), Trepadores-Reptadores (Tre/Rep) y los no determinados (ND). De todos los hábitos de vida el más abundante entre las familias de macroinvertebrados encontradas es el hábito Fij (Figura 28), éste se encontró en más del 75% de las familias del sitio S68 Barra Copalita.

Todos los sitios tienen familias con hábitos de vida Exc y Fij, y adicional a estos, más del 70% de los sitios tienen organismos Nad, Tre, Pat y Tre/Rep. El gremio menos frecuente es Rep/Fij, puesto que se encontró en tan solo un sitio.

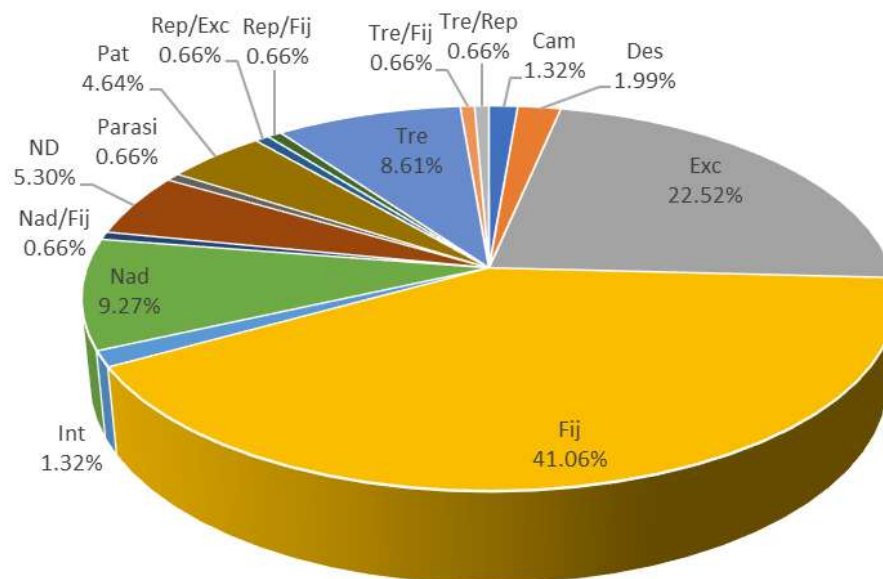


Figura 28. Hábitos de vida de riqueza total

Los gremios tróficos y hábitos de vida que se encontraron en todos los sitios de estudio (Dep, Rec y Exc, Fij) se revisaron respecto a la cantidad de organismos Intolerantes y Muy intolerantes (I-MI) presentes en los sitios. Resultó que en los sitios en donde la cantidad de (I-MI) es mayor la cantidad de organismos con estos gremios y hábitos tiene a crecer, sin embargo, el único ajuste significativo lo obtuvo la variable Fij (Figura 29) con una probabilidad $p < 0.001$. Lo que justifica que esta información sea de relevancia para el índice de integridad biótica basado en comunidades de macroinvertebrados acuáticos (IIBAMA).

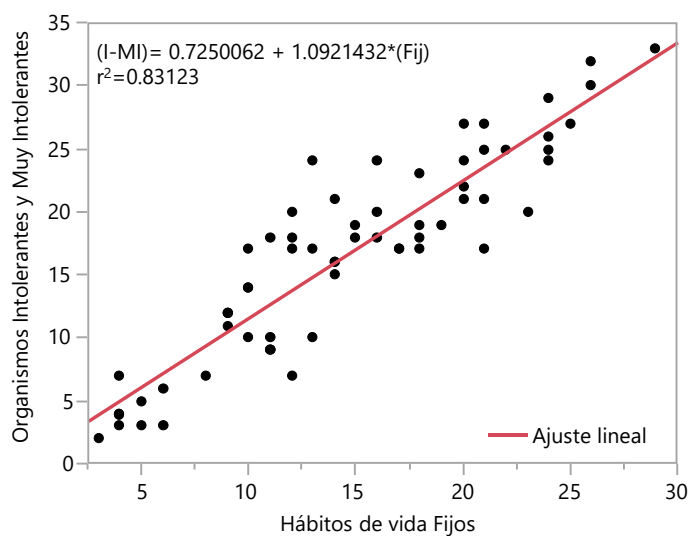


Figura 29 Relación de la presencia de organismos Intolerantes y Muy intolerantes respecto a la presencia de organismos de hábitos fijos

8.8.8. Diversidad α

8.8.8.1. Dominancia, Equitatividad e Índice de diversidad

La dominancia Odum (D) se determinó con las dos familias más abundantes y se encontró al 65% de los sitios con un valor superior a 0.5, es decir, tan solo dos familias ocupan más del 50% de la abundancia de estos sitios. Entre ellos está el sitio S68 Barra Copalita con el valor más alto de D con 94.2% por parte de las familias Thiaridae y Chironomide, con tolerancia T y MT, respectivamente. El sitio con la menor D es S47 San Pedro Purungueo con tan solo 25.91% de dominancia por parte de la familia Naucoridae y la subfamilia Tanypodinae, con tolerancia I y T, respectivamente. Además, se comparó D con la dominancia de Simpson (DS) calculada a través del paquete estadístico PAST, las cuales se relacionan positivamente (Figura 30).

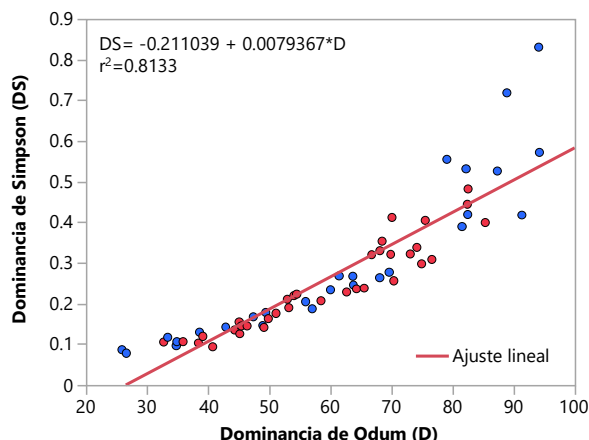


Figura 30. Relación Dominancia de Odum y Dominancia de Simpson

Se determinó la equitatividad de Pielou (E), a través del paquete estadístico MVSP, la cual refleja lo contrario a la dominancia, como es el caso del sitio S68 Barra Copalita con la mayor D y se encontró entre los sitios de menor E con un valor de 0.3910, mientras que S47 con la menor D, tiene una E de 0.8030. Se revisó la relación de la variable E con las dos dominancias consideradas y se encontró un mejor ajuste con la dominancia D (Figura 31).

Con el mismo paquete estadístico MVSP se determinó el índice de diversidad de Shannon y Weiner (H') y se observó, mediante análisis bivariantes, la relación de esta variable con la equitatividad (E) y la dominancia (D), siendo la dominancia de Odum la que mejor se ajusta (Figura 32).

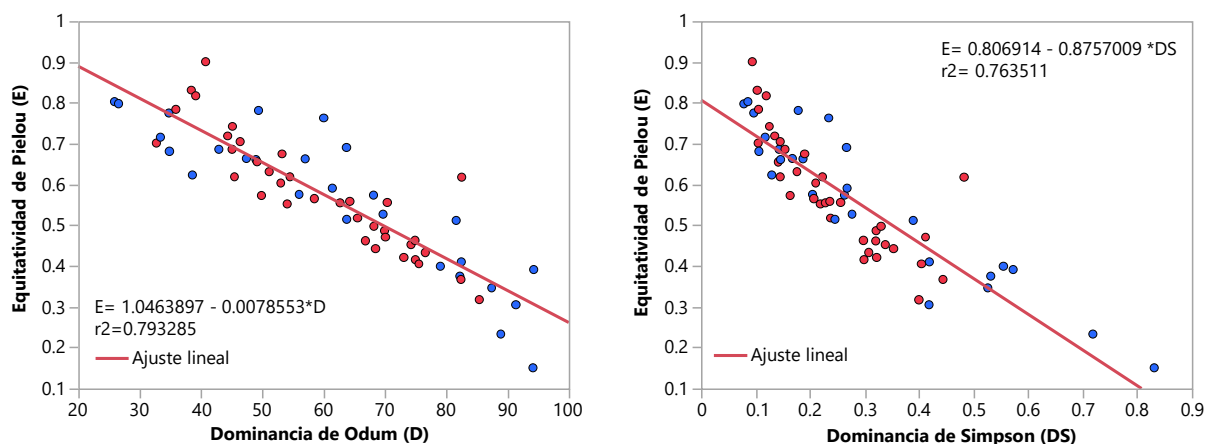


Figura 31. Relación Equitatividad con Dominancia D y DS

Se observan valores altos de diversidad cuando la equitatividad de los sitios es alta y la dominancia es baja. Para observar el grado diversidad de los sitios entre H' y las variables de abundancia (N) y Riqueza (S) también se realizaron análisis bivariantes, pero los ajustes no muestran una relación significativa de estas variables con la diversidad de los sitios de acuerdo con los coeficientes de determinación obtenidos ($r^2 < 0.12$, $p < 0.05$).

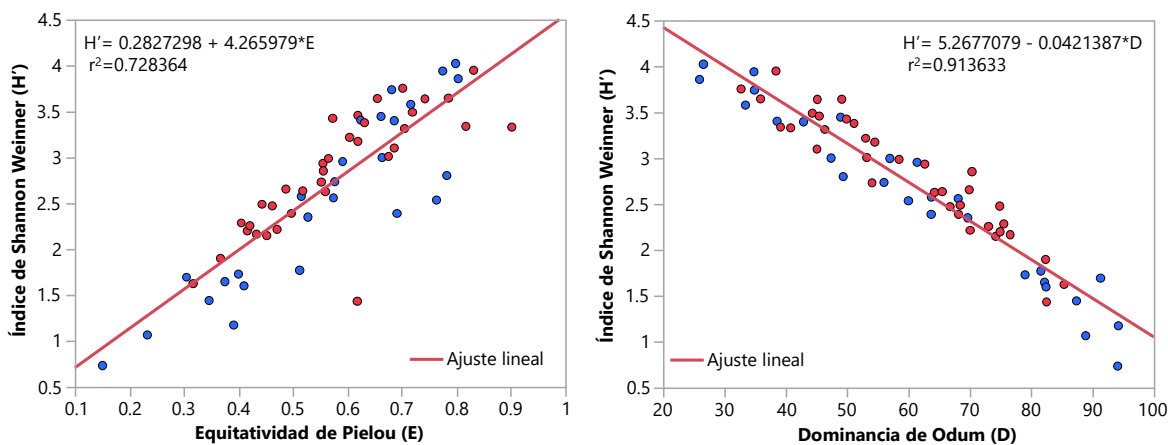


Figura 32. Relación del Índice de Diversidad (H') con equitatividad (E) y dominancia (D).

El índice de diversidad de Shannon y Weiner (H') varía entre 0.7320 y 4.0230, para el cual se estableció una diversidad alta ($H' > 3$), media alta ($2.5 > H' \leq 3$), media baja ($2 > H' \leq 2.5$) y baja ($H' \leq 2$). Se encontró al 39.68% de los sitios con diversidad alta, al 22.22% con diversidad media alta, al 19.05% con diversidad media baja y a otro 19.05% con diversidad baja. El sitio más diverso con más de 4 puntos, es S45 Chinapa, mientras que el menos diverso con menos de 1 punto es S14 San Pedro.

8.8.9. Diversidad β

La diversidad beta se revisó utilizando tanto la estructura de la comunidad como los gremios tróficos y hábitos de vida, y se utilizó el coeficiente de similitud de Jaccard y el porcentaje de similitud, con el primero se identificaron las similitudes entre los sitios y con el segundo el tamaño de esta similitud.

Utilizando las familias de macroinvertebrados, para lo cual Jaccard considera la presencia o ausencia de las mismas, se encontró a los sitios S55 Rodilla del diablo y S56 El pescadito como los únicos que comparten más del 70% de las familias (Figura 33), esto se atribuye a la cercanía de la ubicación de ambos sitios, posteriormente al utilizar el porcentaje de similitud entre estos dos sitios se observa que las familias que comparten se parecen en su composición en un 64.98% (Figura 34). En cambio, los sitios S43 El caracol y S36 El Venadario, S58 Tequedarán y S57 El manguito, S75 San Agustín y S14 San Pedro, S9 Las golondrinas y S8 El Infonavit, S12 RCh entre presas y S5 El salto, y S21 Santa Bárbara y S19 Pastizal, se parecen en más del 75% de acuerdo con la composición de las pocas familias que comparten en menos del 60%.

Posteriormente se realizó el análisis utilizando los gremios tróficos y hábitos de vida. Con el coeficiente de Jaccard se encontró que más del 50% de los sitios comparten todos los gremios tróficos con al menos otro sitio, sin embargo, en todos los casos se parecen menos en la composición de esos gremios tróficos (Figura 35). Los sitios S3 Guanajuatillo y S4 Las adjuntas 5 de oros, que comparten los gremios tróficos en un 100%, pero con el 84.62% de su composición, además estos sitios pertenecen al grupo de sitios que menos comparte gremios tróficos, es decir, comparten el 80% con el sitio S62 Chorros del Varal, a su vez el 70% con S13 Club Campestre Morelia y los cuatro sitios juntos comparten menos del 50% de gremios tróficos con todos los demás sitios, son los que menos se parecen a todos los demás sitios.

En el caso de los hábitos de vida pasa algo similar a los gremios tróficos, casi el 50% de los sitios se parecen en un 100% en sus hábitos de vida con al menos otro sitio, pero no tanto así en la composición de estos hábitos (Figura 36). En este caso, los sitios S3 y S15 comparten todos los hábitos de vida, pero su composición en un 62.69%.

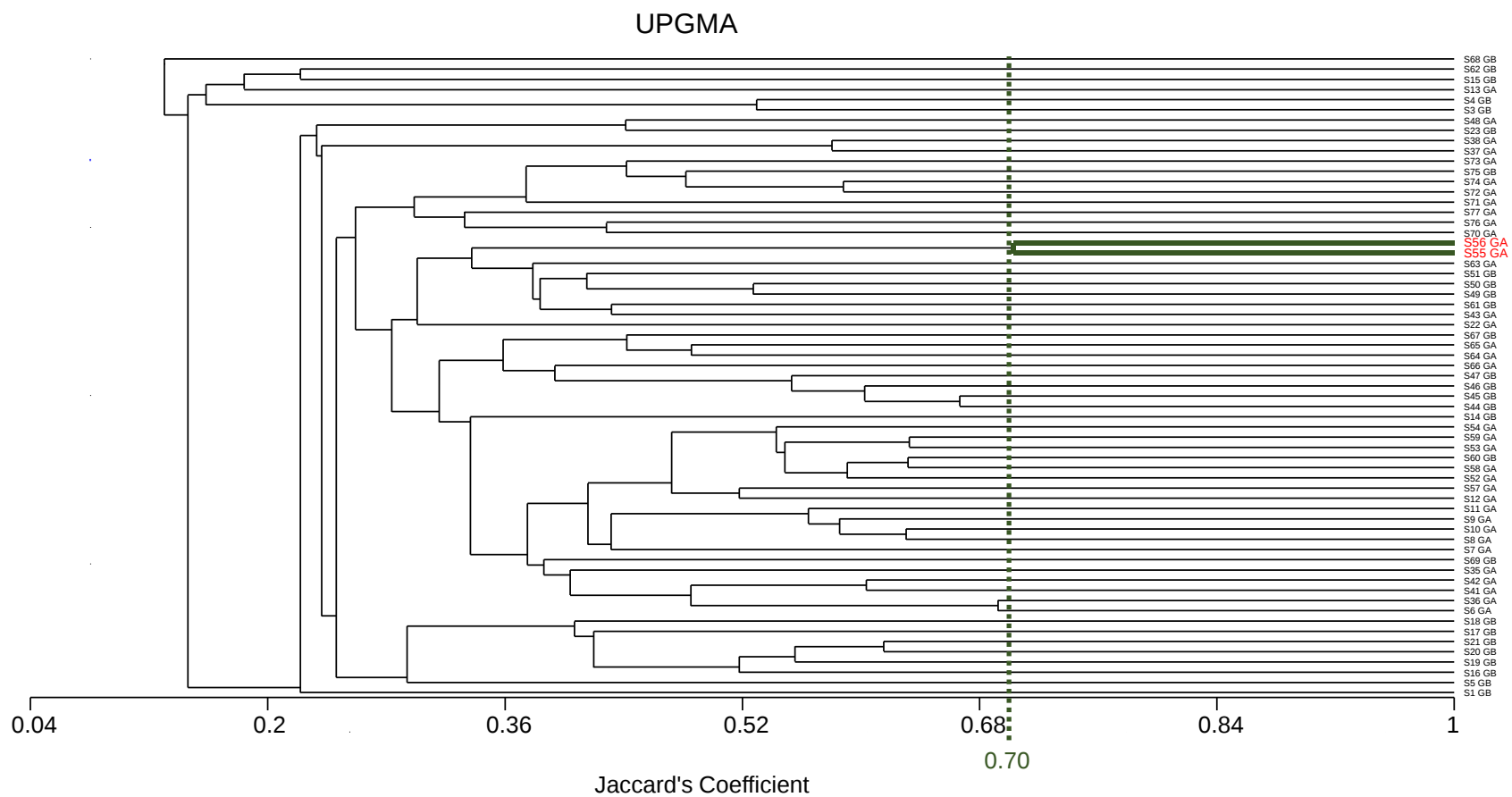


Figura 33. Análisis de similitud de familias utilizando el coeficiente de Jaccard.

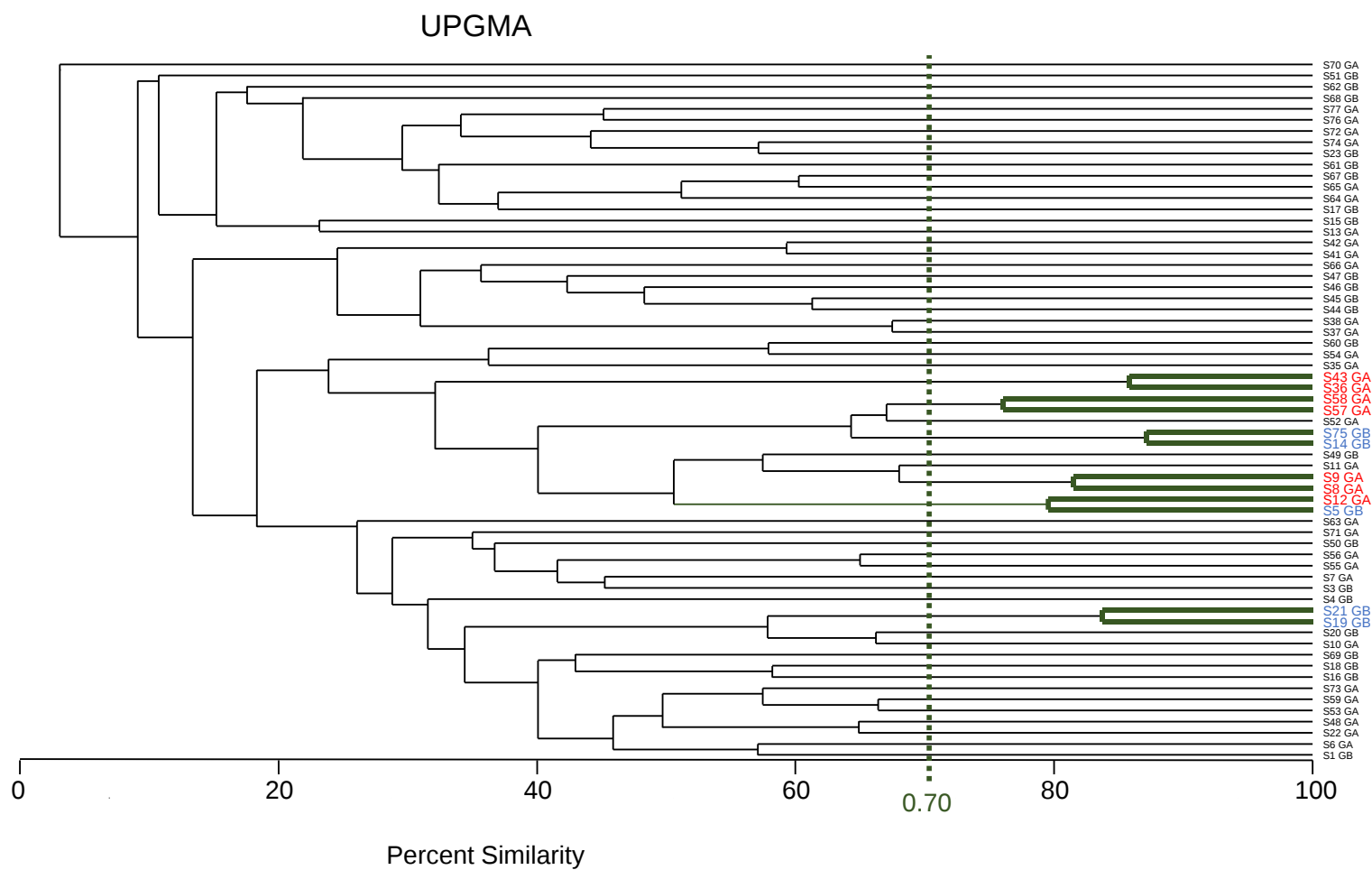


Figura 34. Análisis de similitud de familias utilizando el porcentaje de similitud.

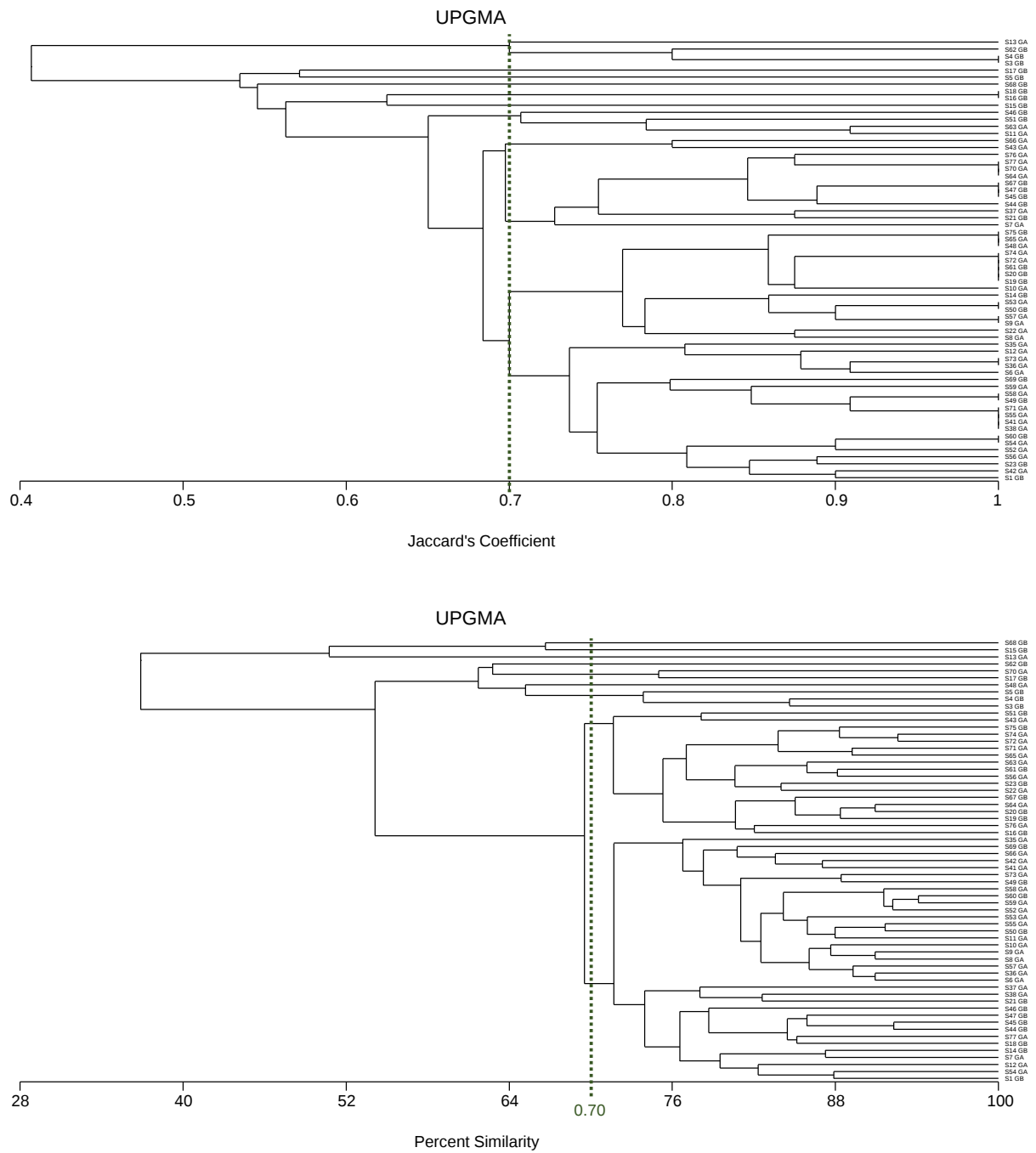


Figura 35. Análisis de similitud de gremios tróficos utilizando el coeficiente de Jaccard y el porcentaje de similitud.

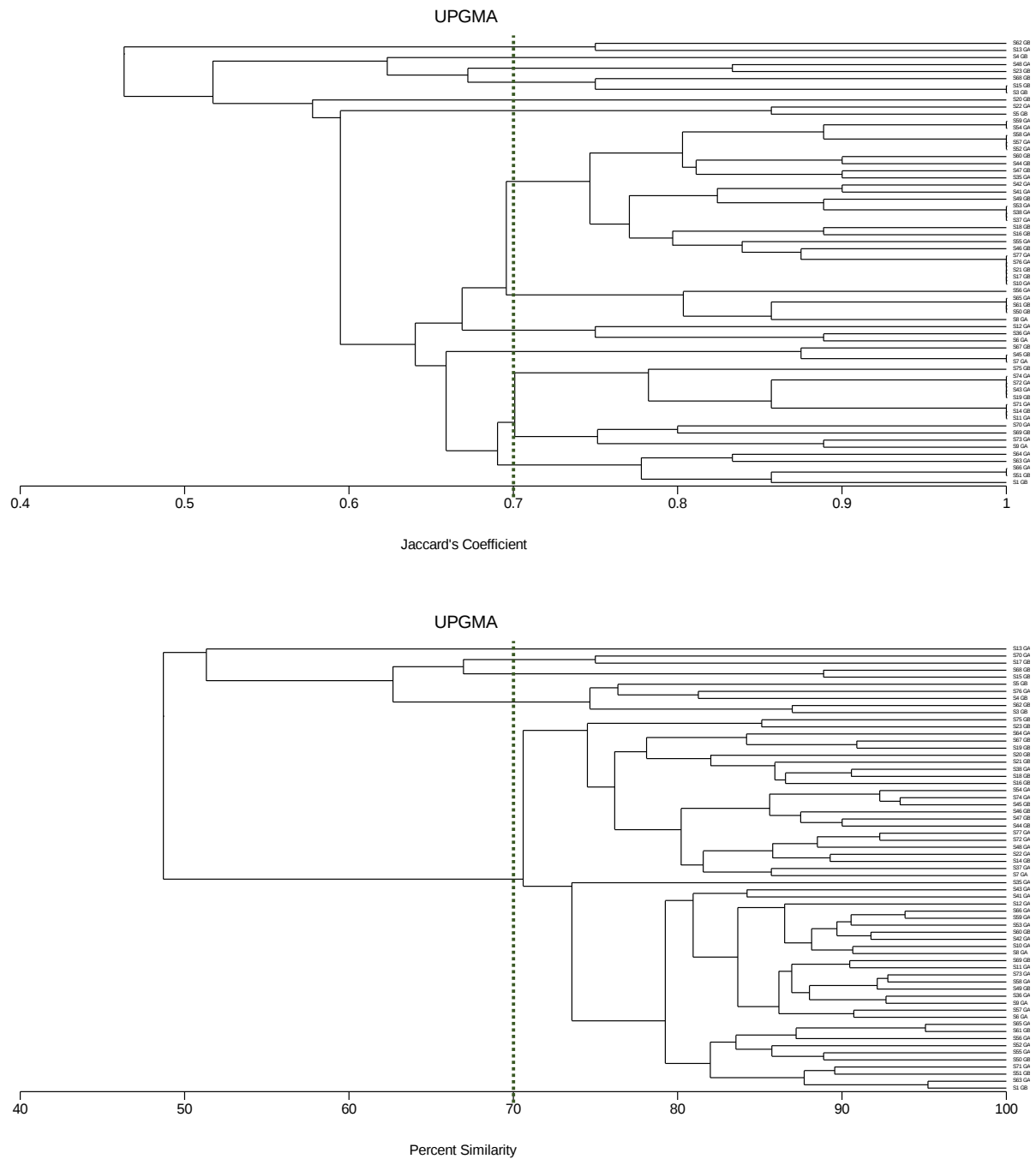


Figura 36. Análisis de similitud de hábitos de vida utilizando el coeficiente de Jaccard y el porcentaje de similitud.

8.9. Integridad biótica (IB)

El índice de integridad biótica basado en familias de macroinvertebrados acuáticos (IIBAMA) se evaluó en 63 sitios utilizando las seis variables originales: Riqueza de taxa (RT), Número de familias de efemerópteros, plecópteros y tricópteros (REPT), Número de taxa de insectos intolerantes (RII), Número de taxa intolerante (#TI), Tolerancia media (TM) y Número de taxa fijos (#TF), y se encontraron presentes las cuatro categorías Excelente (31.75%), Buena (31.75%), Regular (4.75%) y Pobre (31.75%). Sin embargo, puesto que la cantidad de datos recolectados es mayor a la cantidad de datos con que en su momento se formuló este índice (Pérez Munguía y Pineda López, 2005), se realizó un ajuste a los valores de las categorías mediante un análisis de cuantiles, utilizando el 25%, 50%, 75% y 100% (Cuadro. 41) y se cambió el nombre a tres categorías. Posteriormente, se reevaluaron las categorías de los 63 sitios, y se encontraron presentes las mismas cuatro categorías, pero ahora con los siguientes porcentajes: Óptima (31.75%), Subóptima (19.05%), Marginal (28.57%) y Pobre (20.63%). Se modificaron en total 15 sitios: ocho pasaron de la categoría Buena y 7 de la categoría Pobre, todos a la nueva categoría Regular (Marginal).

Cuadro 41. Calificación y categorías del IIBAMA Ajustado.

Categoría modificada	Cuantil	Calificación
Óptima	100%	IIBAMA $\leq$ 22
Subóptima	75%	19 < IIBAMA $\leq$ 21
Marginal	50%	10 < IIBAMA $\leq$ 19
Pobre	25%	IIBAMA $\leq$ 10

8.9.1. Análisis de correlación IB

Para identificar las redundancias entre las variables de integridad biótica se realizó un análisis de correlación no paramétrica utilizando el coeficiente de Spearman (ρ) utilizando 63 datos. Más del 70% de todos los pares posibles entre las seis variables obtuvieron una correlación alta ($\rho > |0.7|$) y con un grado de certeza muy alto ($p < 0.0001$). Las combinaciones que obtuvieron una correlación baja ($\rho < |0.7|$) también obtuvieron un alto grado de certeza, se trata de la variable TM que correlaciona de manera negativa con las variables RT (-0.3949), REPT (-0.6987), #TI (-0.6772) y TF (-0.4705), la correlación con RII (-0.7337) es la única considerada alta, lo anterior significa que cuando la riqueza de insectos intolerantes es mayor, la tolerancia media disminuye. Todas las demás combinaciones al ser positivas y muy significativas, indican que conforme más familias se encuentran más podrían pertenecer a los órdenes efemeróptera, plecóptera y tricóptera, ser intolerantes y de hábitos fijos. La correlación más alta es de la variable RII con #TI (0.9877), por tratarse de la misma condición Intolerante, pero la primera a un nivel taxonómico de clase y la otra a nivel

de familia. Por lo anterior se decidió modificar el IIBAMA Ajustado eliminando la variable RII y ponderando al doble el valor de la categoría asignada a la variable #TI, y en todas las demás variables se mantuvieron los mismos valores para calcular sus categorías como variable (Cuadro 19). Después se recalculó el índice y su categoría, de manera que, de los 63 sitios, únicamente dos S7 y S22 cambiaron en su valor del índice, sin embargo, ambos se mantuvieron la misma categoría asignada por el IIBAMA Ajustado.

El análisis de correlación se revisó también sobre las matrices 62 y 29. Se encontraron las mismas combinaciones de variables en el mismo rango de correlación y grado de certeza en la matriz 62, mientras que en la matriz 29 el par TM con RII no alcanza una correlación alta ($p > |0.7|$).

8.9.2. Análisis multivariante de valores atípicos IB

Para identificar a los sitios con valores atípicos que no corresponden al mismo universo de datos multivariado de las variables de integridad biótica, se realizó un análisis multivariante de valores atípicos utilizando las Distancias de Mahalanobis con una probabilidad α de 0.05 donde los sitios más alejados de la media multivariada se ubican por arriba del límite de control superior (UCL por sus siglas en inglés). Se identificaron cuatro sitios con valores atípicos de menor a mayor distancia: S69, S41, S3 y S35 (Figura 37) utilizando la matriz 63. También se revisó este análisis en las matrices 62 y 29, sin embargo, se encontraron los mismos sitios con valores atípicos.

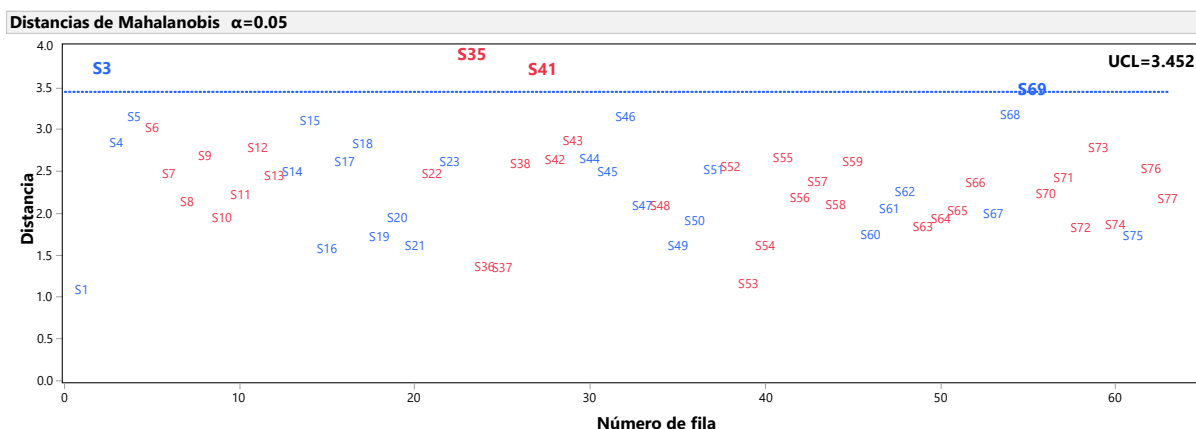


Figura 37. Sitios con valores atípicos de variables de integridad biótica. Sitios de gradiente alto en color rojo y gradiente bajo en color azul.

Los sitios S3 y S41 presentan valores atípicos en todas las variables, S3 (IIBAMA pobre) con valores altos de TM (organismos más tolerantes) y valores bajos en las demás variables, mientras que S41 (IIBAMA óptima) con valores bajos de TM

(organismos más intolerantes) y valores altos en las demás variables. Los sitios S69 (IIBAMA óptima) y S35 (IIBAMA subóptima) tienen valores altos en todas las variables excepto TM.

Cuadro 42. Valores atípicos de variables de integridad biótica.

Variable	Mínimo	Máximo	Media (μ)	Desviación estándar (σ)	Sitios con valores atípicos
RT	5	63	30.412698	11.75919	S3 tiene un valor bajo de 11 familias, mientras S41, S69 Y S35 tienen valor alto por arriba de 42 familias
REPT	0	17	8.2698413	4.3262378	S3 tiene un valor bajo con solo una familia, mientras que S69, S35 Y S41 tienen un valor alto con más de 12 familias de los órdenes que indica esta variable
RII	2	29	15.507937	7.4484747	S3 tiene un valor bajo de tres familias, mientras S69, S35 y S41 tienen un valor alto con más de 23 familias de la clase insecta intolerantes
#TI	2	32	16.698413	7.7805276	S3 tiene un valor bajo con cuatro familias, mientras S69, S35 y S41 tienen valor alto con más de 24 familias intolerantes
TM	4.1	7	5.2807937	0.6816283	S41 tiene un valor bajo con 4.29 puntos y S3 tiene el valor más alto con 7 puntos
#TF	3	30	15.269841	6.7494476	S3 tiene un valor bajo con 4 familias, mientras S69, S35 y S41 tienen valor alto por arriba de 22 familias de hábitos fijos

8.9.3. Análisis de componentes principales IB

Para reconocer las variables más explicativas de este grupo se realizó un análisis de componentes principales sin considerar a la variable RII que se descartó en la modificación del índice, quedando así solo cinco variables: RT, REPT, #TI, TM y #TF. Primero se revisó la información de la matriz de 63 sitios, y posteriormente las matrices de 62 y 29 sitios, en los tres casos con tan solo el primer componente se tiene una explicación superior al 70% con las mismas variables TI, REPT, TF y RT, y considerando la variable TM se supera el 90% de explicación.

Cuadro 43. Variables más explicativas de la variación de integridad biótica.

ACP	63 sitios	62 sitios	29 sitios
Prin 1	TI (0.4840) REPT (0.4750) TF (0.4628) RT (0.4496)	TI (0.4854) REPT (0.4756) TF (0.4633) RT (0.4490)	TI (0.4984) REPT (0.4950) TF (0.4854) RT (0.4610)
Prin 2	TM (0.8442)	TM (0.8406)	TM (0.9013)
Explicación acumulada	96.46%	96.26%	96.75%

8.10. Relación GEO-CAV-IB

Para conocer la relación entre las variables de los ejes GEO, CAV e IB se utilizó la matriz 62 que cuenta con el mayor número de información para estudiar a los tres ejes de manera conjunta. Se realizaron pruebas de Wilcoxon no paramétricas entre las categorías de las condiciones geomorfológicas (GEOC) y las categorías de la valoración de la calidad ambiental visual (CAT VCAV) de acuerdo con la calificación del índice de integridad biótica (IIBAMA). No se encontró relación entre las geocondiciones, pero sí con las categorías de la calidad ambiental visual (χ^2 , $p < 0.0010$), donde mejores condiciones de VCAV se asocian a mejores condiciones de IIBAMA.

8.10.1. Análisis de correlación GEO-CAV-IB

Para identificar redundancias entre las variables geomorfológicas, de calidad ambiental y de integridad biótica se realizó un análisis de correlación no paramétrica utilizando el Coeficiente de Spearman (ρ) sobre la matriz 62. Ninguna de las combinaciones GEO-IB y CAV-IB de variables obtuvieron una correlación alta ($\rho > |0.7|$). De todas las correlaciones bajas únicamente dos pares tiene un grado certeza muy alto ($p < 0.0001$): PVP-VE con REPT (0.5637) y con TI (0.474), sin embargo, no se consideran correlaciones reales. Además, la correlación entre los índices VCAV e IIBAMA resultó baja, pero con un alto grado de certeza ($\rho = 0.4967$, $p < 0.0001$).

8.10.2. Análisis multivariante GEO-CAV-IB

Para identificar a los sitios con valores atípicos que no corresponden al mismo universo de datos multivariado de las variables de geomorfológicas, de calidad ambiental y de integridad biótica, se realizó un análisis multivariante de valores atípicos utilizando las Distancias de Mahalanobis con una probabilidad α de 0.05 donde los sitios más alejados de la media multivariada se ubican por arriba del límite de control superior (UCL por sus siglas en inglés) utilizando la matriz 62, sin considerar las variables fisicoquímicas SAL, DMG, DCA y OD, y RII de integridad biótica. Se identificaron trece sitios con valores atípicos de menor a mayor distancia: S46, S49, S3, S1, S41, S58,

S72, S52, S22, S43, S76 Y S68. Todos los sitios aparecen como sitios con valores atípicos en los análisis multivariados de GEO, CAV e IB a excepción de S46, que de acuerdo con el análisis univariado de valores atípicos tiene valores altos de A/P (16.96) y TC (3.03), se trata de un sitio de gradiente bajo sin alteraciones geomorfológicas, con calidad ambiental pobre e integridad biótica subóptima.

8.10.3. Análisis de componentes principales GEO-CAV-IB

Para reconocer las variables más explicativas de la variación geomorfológica, de calidad ambiental e integridad biótica se realizó un análisis de componentes principales con la información de la matriz de 62 sitios puesto que es la matriz con más información de estos tres ejes, no se tomaron en cuenta las variables que aportan redundancia fisicoquímica: DCA, DMG, OD y SAL, ni las variables de CAV que menos explicación tienen: ER y PVR de acuerdo con el ACP de este eje con 62 sitios, ni la variable RII que se descartó en el análisis del índice de integridad biótica. Se encontró una explicación del 70.26% en tres componentes utilizando las cinco variables de integridad biótica (RT, REPT, TI, TM y TF), dos de calidad ambiental (PVP-VE y AVR) y cuatro geomorfológicas (GP, TC, A/P y TS), entre las cuales las más explicativas del primer componente son cuatro variables de integridad biótica sin TM, en el segundo componente tres de geomorfología sin TC y con AVR de calidad ambiental visual, y en el tercer componente TC de geomorfología. Las variables que mejor explican la variación de este grupo son las de integridad biótica.

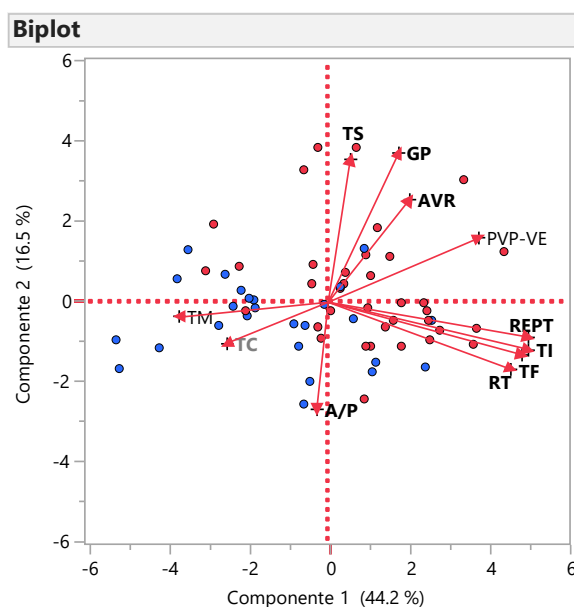


Figura 38. Variables más explicativas de la variación geomorfológica, de calidad ambiental visual e integridad biótica. Variables de los dos primeros componentes en negrita color negro y del tercer componente en negrita color gris.

8.11. Relación GEO-CAV-CA-IB

Para conocer la relación entre las variables de los ejes GEO, CAV, CA e IB se utilizó la matriz 29 que cuenta con el mayor número de información para estudiar a los cuatro ejes de manera conjunta. Se realizaron pruebas de Wilcoxon no paramétricas entre las categorías de GEOC, CAT VCAV, CAT ICA y CAT IIBAMA de acuerdo con la calificación de VCAV, ICA e IIBAMA. La única relación con una probabilidad casi significativa ($p=0.0506$) es CAT VCAV e IIBAMA, y aunque no se distinguen diferencias entre los grupos, es posible apreciar que las mejores condiciones de CAT VCAV se asocian a las mejores calificaciones del IIBAMA.

8.11.1. Análisis de correlación GEO-CAV-CA-IB

Para identificar redundancias entre las variables geomorfológicas, de calidad ambiental, de calidad del agua y de integridad biótica se realizó un análisis de correlación no paramétrica utilizando el Coeficiente de Spearman (ρ) sobre la matriz 29. Ninguna de las combinaciones CA-IB de variables obtuvieron una correlación alta ($\rho > |0.7|$). De estas correlaciones los siguientes pares tienen un grado de certeza alto ($p < 0.05$): PH con RT (0.4058), REPT (0.3746), #TI (0.525) y TF (0.3855); TM con DBO5 (0.4553), CLT (0.4988) y %O (-0.4415); DBO5 con REPT (-0.3907) y TI (-0.5386). Lo anterior indica que se encuentran más familias, de los órdenes ephemeroptera, plecoptera y tricoptera, intolerantes y fijas cuando el pH es ligeramente mayor; que la tolerancia media es mayor donde la demanda bioquímica de oxígeno y los cloruros es mayor, y donde hay menos oxígeno; y si la demanda bioquímica de oxígeno es alta disminuye la presencia de familias de hábitos fijos y de los órdenes ephemeroptera, plecoptera y tricoptera.

8.11.2. Análisis multivariante de valores atípicos GEO-CAV-CA-IB

Para identificar a los sitios con valores atípicos que no corresponden al mismo universo de datos multivariado de las variables de geomorfológicas, de calidad ambiental, calidad del agua e integridad biótica, se realizó un análisis multivariante de valores atípicos utilizando las Distancias de Mahalanobis con una probabilidad α de 0.05 donde los sitios más alejados de la media multivariada se ubican por arriba del límite de control superior (UCL por sus siglas en inglés) utilizando la matriz 29, sin considerar las variables que presentan redundancias y solo las más explicativas de acuerdo con análisis anteriores quedando para este análisis las variables:

- GEO: GP, TC, K y TS
- CAV: SDM, EMB-CSE, GS, EF, AC, ER, PVR y AVR
- CA: ALC, SDT, DBO5, %O, PH, T, CE, CLT, SUL y DTO

- IB: REPT, RT, #TI, TM y TF

Siendo un total de 27 variables para poder aplicar el análisis al tamaño de muestra de esta matriz. De esta forma, ningún sitio presentó valores atípicos, todos resultaron por debajo del UCL.

8.11.3. Análisis de componentes principales GEO-CAV-CA-IB

Para reconocer las variables más explicativas de la variación geomorfológica, de calidad ambiental, calidad del agua e integridad biótica se realizó un análisis de componentes principales con la información de la matriz de 29 sitios puesto que es la matriz con más información de los cuatro ejes, considerando únicamente 27 variables de acuerdo con el ACP de 29 sitios de cada eje:

- GEO: GP, TC, K y TS
- CAV: SDM, EMB-CSE, GS, EF, AC, ER, PVR y AVR
- CA: ALC, SDT, DBO5, %O, PH, T, CE, CLT, SUL y DTO
- IB: REPT, RT, #TI, TM y #TF

Se encontró una explicación del 70.06% en tres componentes con solo 18 variables: el primer componente se forma con una variable de geomorfología (TC), tres de CAV (AC, AVR y PVR) y cuatro de IB (RT, REPT, #TI y #TF), mientras que el segundo componente se ocupa por cinco variables fisicoquímicas (ALC, SDT, CE, SUL, CLT) y el tercer componente con la variable fisicoquímicas PH.

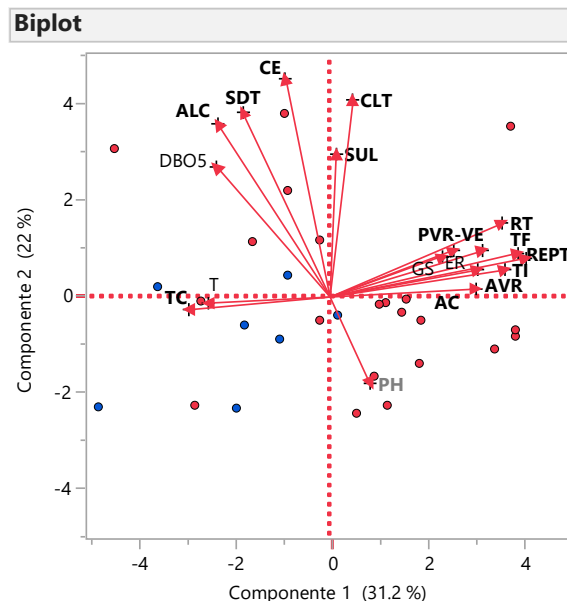


Figura 39. Variables más explicativas de la variación geomorfológica, de calidad ambiental visual, calidad del agua e integridad biótica. Variables de los dos primeros componentes en negrita color negro y del tercer componente en negrita color gris.

8.12. Condición general de los sitios

Se revisaron las categorías de los tres índices con la geocondición de cada sitio mediante análisis de contingencia utilizando la matriz 29 y se encontró en las categorías más afectadas en VCAV sitios sin alteraciones geomorfológicas o con mínimas alteraciones en los siguientes porcentajes: marginal (100%) y pobre (80%). En el caso de la categoría pobre del IIBAMA, se encontró a todos los sitios sin alteraciones geomorfológicas o con mínimas alteraciones. Y todos los sitios con calidad de agua excelente tienen alteraciones geomorfológicas fuertes.

Cuadro 44. Condiciones categóricas de geomorfología, calidad ambiental visual, calidad del agua e integridad biótica.

No. Sitio	Nombre sitio	CAT GEO	CAT VCAV	CAT ICA	CAT IIBAMA
S1	El Establo	Con alteraciones mínimas	Marginal		Óptima
S2	Llano de las papas	Sin alteraciones	Marginal	Excelente	
S3	Guanajuatillo	Sin alteraciones	Pobre		Pobre
S4	Las Adjuntas 5 de Oros	Sin alteraciones	Pobre		Pobre
S5	El Salto	Con alteraciones mínimas	Marginal		Pobre
S6	Arroyo San Miguel	Con alteraciones fuertes	Óptima	Aceptable	Óptima
S7	Aguas arriba descarga Río Bello	Con alteraciones fuertes	Pobre	Poco contaminado	Marginal
S8	El Infonavit	Con alteraciones mínimas	Marginal	Contaminado	Marginal
S9	Las Golondrinas	Sin alteraciones	Subóptima	Contaminado	Marginal
S10	Aguas abajo adjuntas RCh	Con alteraciones evidentes	Subóptima	Contaminado	Subóptima
S11	Las Viboritas	Sin alteraciones	Subóptima	Contaminado	Óptima
S12	RCh Entre Presas	Con alteraciones evidentes	Pobre		Marginal
S13	Club Campestre Morelia		Pobre		Pobre
S14	San Pedro	Con alteraciones mínimas	Marginal		Marginal
S15	Presa Batán	Con alteraciones fuertes	Óptima		Pobre
S16	Campo de golf	Con alteraciones mínimas	Marginal		Pobre
S17	Pte. Coroneo	Con alteraciones mínimas	Pobre		Pobre
S18	Manantiales	Con alteraciones mínimas	Marginal		Marginal
S19	Pastizal	Con alteraciones fuertes	Pobre		Marginal
S20	Adjuntas	Sin alteraciones	Pobre		Pobre
S21	Santa Barbara	Sin alteraciones	Pobre		Pobre
S22	El Tecojote	Con alteraciones fuertes	Subóptima		Marginal

Cuadro 44. Continuación

No. Sitio	Nombre sitio	CAT GEO	CAT VCAV	CAT ICA	CAT IIBAMA
S23	Zempoala	Sin alteraciones	Óptima		Óptima
S24	Pucuat	Con alteraciones mínimas	Marginal	Aceptable	
S25	Campamento el manantial Cascada	Con alteraciones fuertes	Óptima	Excelente	
S26	La magollita	Con alteraciones mínimas	Óptima	Aceptable	
S27	Aguas arriba Adjuntas	Con alteraciones fuertes	Subóptima	Aceptable	
S28	Adjuntas Río San Pedro y tributario	Con alteraciones fuertes	Subóptima	Poco contaminado	
S29	Grutas de Ziranda	Con alteraciones mínimas	Subóptima	Poco contaminado	
S30	El puerco	Sin alteraciones	Pobre		
S31	Dolores el puerco	Con alteraciones fuertes	Óptima		
S32	El gracero	Sin alteraciones	Marginal		
S33	Santuario Ocampo	Con alteraciones fuertes	Óptima	Excelente	
S34	El salitrillo	Sin alteraciones	Óptima		
S35	Agua blancaTuxpan	Con alteraciones mínimas	Óptima	Aceptable	Subóptima
S36	El Venadario	Sin alteraciones	Óptima	Poco contaminado	Óptima
S37	Ichaqueo Cabecera	Con alteraciones fuertes	Óptima	Excelente	Marginal
S38	Ichaqueo Pozas	Con alteraciones fuertes	Subóptima	Excelente	Marginal
S39	El tanque	Sin alteraciones	Óptima	Excelente	
S40	El campanario	Con alteraciones mínimas	Óptima	Aceptable	
S41	Paredones	Con alteraciones fuertes	Óptima	Aceptable	Óptima
S42	Peña del Agua	Con alteraciones mínimas	Subóptima	Aceptable	Óptima
S43	El Caracol	Sin alteraciones	Óptima		Óptima
S44	Copuyo	Sin alteraciones	Pobre	Aceptable	Subóptima
S45	Chinapa	Sin alteraciones	Marginal	Poco contaminado	Óptima
S46	Iranche	Sin alteraciones	Pobre	Aceptable	Subóptima
S47	San Pedro Purungueo	Con alteraciones mínimas	Pobre	Aceptable	Subóptima
S48	Los Hoyos	Sin alteraciones	Marginal		Marginal
S49	Arroyo del Paso Hondo	Sin alteraciones	Marginal		Óptima
S50	Puerta La Playa	Con alteraciones mínimas	Marginal		Óptima
S51	El Ciruelo	Con alteraciones mínimas	Subóptima		Marginal
S52	Patuan	Con alteraciones fuertes	Subóptima		Marginal
S53	Cajones	Con alteraciones mínimas	Marginal		Óptima

Cuadro 44. Continuación

No. Sitio	Nombre sitio	CAT GEO	CAT VCAV	CAT ICA	CAT IIBAMA
S54	Minitas	Con alteraciones mínimas	Óptima		Marginal
S55	Rodilla del Diablo II	Con alteraciones mínimas	Óptima		Óptima
S56	El Pescadito	Con alteraciones fuertes	Óptima		Óptima
S57	El Manguito	Con alteraciones mínimas	Subóptima		Subóptima
S58	Tequecarán	Sin alteraciones	Subóptima		Subóptima
S59	Puente Nueva Italia	Con alteraciones mínimas	Subóptima		Subóptima
S60	La Pastoria	Sin alteraciones	Marginal		Subóptima
S61	Marquéz Nueva Italia	Con alteraciones mínimas	Subóptima		Óptima
S62	Chorros del Varal Río Apupátaro	Sin alteraciones	Marginal		Pobre
S63	Hierba Santa	Con alteraciones mínimas	Óptima		Subóptima
S64	Jalatengo	Sin alteraciones	Óptima	Aceptable	Marginal
S65	Finca Copalita	Sin alteraciones	Óptima	Aceptable	Óptima
S66	San Cristóbal Alto	Sin alteraciones	Óptima	Aceptable	Óptima
S67	Amaca	Sin alteraciones	Subóptima	Poco contaminado	Subóptima
S68	Barra Copalita	Sin alteraciones	Marginal	Aceptable	Pobre
S69	Neblinas	Sin alteraciones	Óptima		Óptima
S70	Cuchumbac	Con alteraciones mínimas	Marginal	Poco contaminado	Pobre
S71	Paso Burro	Con alteraciones mínimas	Subóptima	Poco contaminado	Óptima
S72	Villa Crisol	Sin alteraciones	Pobre	Contaminado	Marginal
S73	Cruz Ancha	Con alteraciones mínimas	Óptima	Contaminado	Óptima
S74	Camino al Zapote	Sin alteraciones	Subóptima	Poco contaminado	Subóptima
S75	San Agustín	Sin alteraciones	Marginal	Poco contaminado	Marginal
S76	San Roque	Con alteraciones mínimas	Subóptima	Poco contaminado	Pobre
S77	Cerro Hueco	Con alteraciones fuertes	Subóptima	Poco contaminado	Marginal

8.12.1. Análisis multivariante de valores atípicos VCAV-ICA-IIBAMA

Para identificar a los sitios con valores atípicos que no corresponden al mismo universo de datos multivariado de los índices VCAV, ICA e IIBAMA, se realizó un análisis multivariante de valores atípicos utilizando 29 sitios. Únicamente resultó un sitio con valores atípicos, se trata de S46 Iranche que tiene el valor más bajo de VCAV en condición pobre, un IIBAMA subóptimo con 20 puntos y calidad del agua aceptable con un ICA de 82.4 puntos.

8.13. Relación GEO-CAV-CA-IB-MA

Para reconocer la relación entre los macroinvertebrados y los ejes: geomorfología, calidad del ambiente y calidad del agua, se realizaron análisis de correspondencia canónica (CANOCO) con la matriz ambiental 29 y la matriz biológica 29, descartando inicialmente las variables de menor explicación de acuerdo con los análisis de componentes principales (ACP) realizados a cada eje, sin embargo, la máxima carga canónica encontrada con variables de los tres ejes fue del 66.21% con 2 variables geomorfológicas (GP y TS), 3 de calidad ambiental (SDM, PVP-VE y PVR) y 3 de calidad del agua (SUL, CE Y DTO).

Después se realizó un análisis de correspondencia sin tendencia (DECORANA) en el cual se descartaron las variables PVP-VE y SUL, por ser las que aportan menos, quedando así una explicación del 91.88% en dos componentes. Las variables de geomorfología (GP y TS) son las que explican en el eje 1, seguidas de las de calidad ambiental (SDM y PVR), y el eje 2 lo explican las variables de calidad del agua (CE y DTO). Se repitió el análisis anterior, pero ahora considerando a la variable IIBAMA del eje metodológico de integridad biótica para completar el modelo y se encontró una explicación del 89.92% en dos componentes. Con un análisis de agrupamiento (CLUSTER) utilizando todas estas variables se visualizaron cinco grupos con similitud menor al 70% (Figura 40), sin embargo, en el gráfico del DECORANA se visualizan mejor los dos grupos con la similitud más baja del 28.33% (Figura 41).

Dada la distribución de las variables y los sitios en el gráfico del DECORANA se identificaron dos gradientes: en el eje 1 un gradiente de conservación el cual está dado por la integridad biótica (IIBAMA), los sustratos disponibles para la macrofauna (SDM) y la protección vegetal de las riberas (PVR), además de la pendiente (GP) y el tamaño de sustrato (TS); mientras que en el eje 2 el gradiente refleja contaminación asociada a las variables conductividad (CE) y dureza total (DTO) (Figura 41). Lo anterior significa que las mejores condiciones de conservación se encuentran en donde los valores de GP y TS son más altos, IIBAMA, SDM y PVR tienen mejores calificaciones y las variables CE y DTO tienen valores bajos.

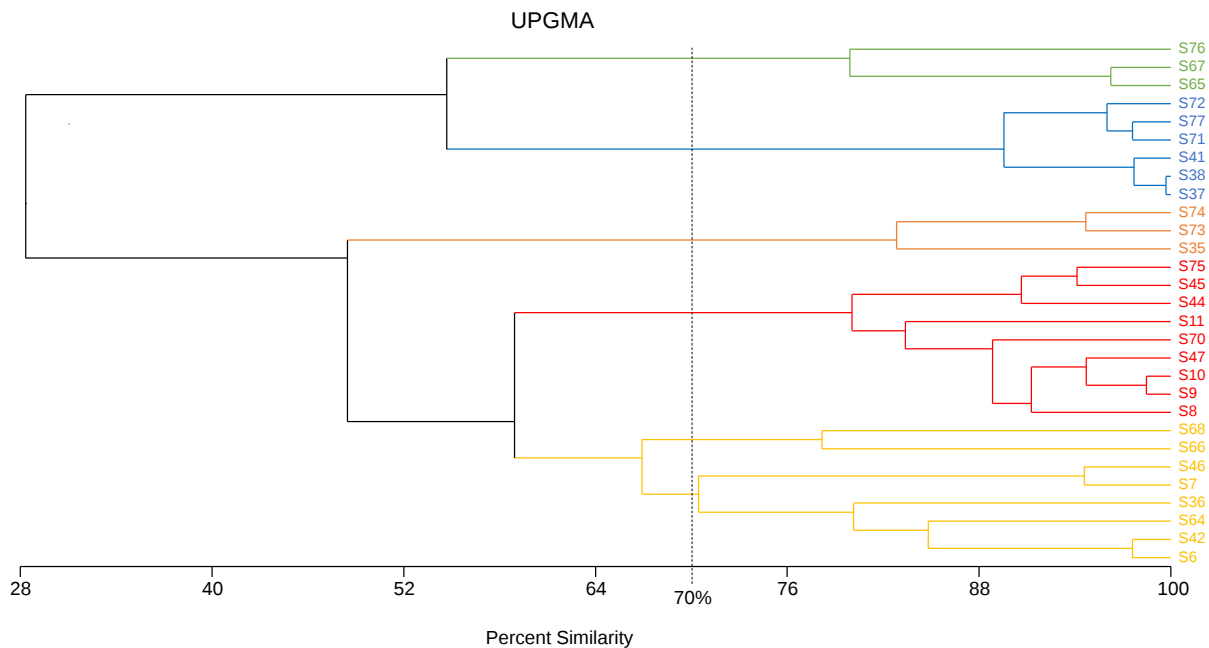


Figura 40. Gráfico Cluster de GEO-VCAV-ICA-IB con 29 datos.

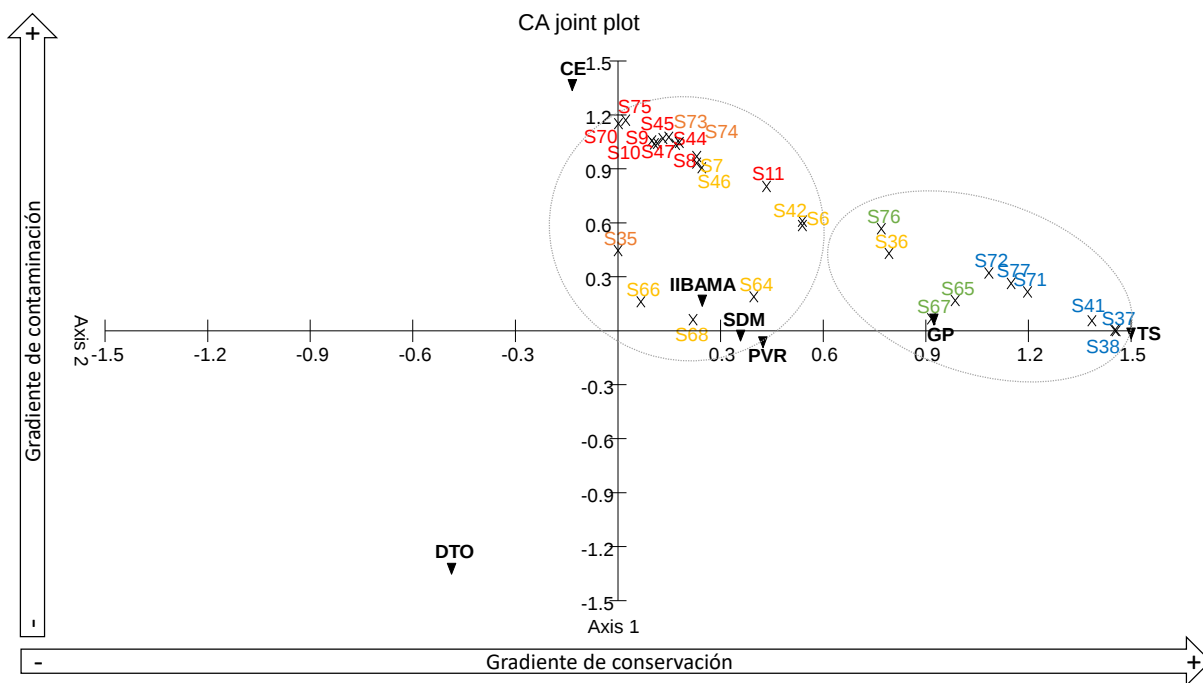


Figura 41. Gráfico DECORANA de GEO-VCAV-ICA-IB con 29 datos

9. DISCUSIÓN

Los sitios con algún tipo de alteración geomorfológica ya sea mínima, evidente o fuerte, presentan desde pequeñas obras, como vados, caminos y puentes, hasta grandes carreteras y asentamientos humanos que invaden no solo el área de inundación, que es la zona de mayor extensión en la protección de los procesos ecosistémicos naturales de los ríos y arroyos, sino que penetran hasta la zona ribereña, entre el cauce activo y la ribera máxima, donde se encuentran estructuras rocosas y una combinación de elementos arbóreos, arbustivos y herbáceos en el caso de gradientes altos; en tanto que en el gradiente bajo esta zona está cubierta de elementos herbáceos destacando pastos subacuáticos, que además de proteger la estabilidad de las riberas, provee a los cauces de filtros naturales de terrígenos ante el ingreso lateral del agua por escurrimiento superficial y subsuperficial (Barbour et al., 1999; FISRWG, 1998; Rosgen, 1996). El 60% de los cauces estudiados están impactados por alteraciones antropogénicas que se reflejan en la modificación de la estructura del cauce, principalmente en la sinuosidad, el confinamiento y la relación ancho/profundidad; se encontró que estos impactos ocurren en una serie que va de la disminución de la sinuosidad a la reducción del confinamiento y en los sitios mayormente impactados se observó la modificación del ancho y profundidad del cauce. En su conjunto, estos alteran el poder de la corriente, del que dependen los procesos geomorfológicos (erosión, transporte y depósito), que definen el tipo de corriente, al tiempo que determina el tamaño y combinación de las partículas del fondo de los cauces.

En este estudio no se presentan ríos con alteraciones provocadas por fenómenos naturales que no dependen de las actividades humanas, los cuales estarían modificando no solo las variables mencionadas sino también la pendiente, que de acuerdo con Rosgen (1996) y FISRWG (2001) es la variable más importante en la determinación del tipo de corriente. La estabilidad de esta variable permite separar a los sitios de acuerdo al gradiente al que pertenecen y con ello la aplicación de la valoración de la calidad ambiental visual con la evaluación del caudal, los sustratos y riberas, bajo los principios establecidos por Barbour et al. (1999). Los resultados mostraron que los sitios de gradiente alto están mejor conservados que los de gradiente bajo respecto a las variables que implica esta valoración y en ambos gradientes las variables con mayor afectación corresponden a las relacionadas con la evidencia de modificaciones y alteraciones en el canal provocadas por actividades antrópicas (AC) y con la protección de la zona de vegetación riparia ubicada en el área de inundación (AVR), lo que corresponde con Molina León et al. (2018) quienes indican mayor degradación en las zonas media y baja a nivel de cuenca, es decir, en sitios con menor altitud.

En lo referente al eje de calidad del agua, el índice de calidad del agua (ICA) utilizado en este trabajo es una modificación local del índice de la CONAGUA (1995) que

permite medir la contaminación de la columna de agua, con la consideración que establece mayor peso a variables como el oxígeno disuelto (O.D.) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), que se asocian a la protección de la vida acuática. En este estudio se encontró a la saturación de oxígeno (%O), DBO₅, pH y cloruros como las únicas variables fisicoquímicas que correlacionan con riquezas mayores de macroinvertebrados acuáticos, sin embargo, el %O no forma parte del ICA, el índice considera al oxígeno disuelto saturado a la temperatura ambiente del sitio, pero no la altitud a la que se encuentra, corrección que se aplicó a la variable %O en este estudio. La saturación de oxígeno incrementa a mayores pendientes debido al intercambio de la columna de agua con el oxígeno atmosférico y en menor cantidad por la producción interna de oxígeno, la cual en sitios de menor pendiente es mayor debido al movimiento del agua según Correa-González et al. (2014), quienes explican que en los cauces de montaña la sobresaturación de oxígeno es consecuencia de la fotosíntesis derivada de la biopelícula presente en las rocas, puesto que la saturación es consecuencia de la reareación por intercambio con la atmósfera.

Además, se encontró que el ICA no necesariamente responde a la presencia de las alteraciones geomorfológicas detectadas, debido a que todos los sitios que presentaron alteraciones geomorfológicas fuertes tienen calidad del agua excelente y la mitad de los sitios sin alteraciones tienen agua contaminada, además, tampoco responde a la calidad ambiental visual ni al índice de integridad biótica, los únicos sitios con calidad del agua excelente presentan integridad biótica marginal y de estos el 16% presenta calidad ambiental visual en la misma categoría. Este tipo de patrones no son considerados en la normativa mexicana relacionada con la medición de la calidad del agua en el país (CONAGUA, 2005), este índice se diseñó para medir la contaminación de la columna de agua y no toma en cuenta otros tipos de alteración. A partir de ese año, el ICA se sustituyó por variables indicadoras de la calidad del agua, con la DBO₅ y la DQO en un principio hasta llegar a un total de ocho parámetros (EAM, 2018). En el 2003, el 26% de los cuerpos de agua muestreados en el país tenían las mejores categorías de acuerdo con el ICA (no contaminada y aceptable) y para el 2005, utilizando el parámetro indicador DBO₅, el porcentaje de cuerpos de agua muestreados que obtuvieron las mejores categorías de calidad del agua (excelente y buena) aumentó hasta un 65%. La demanda bioquímica de oxígeno como indicador de la cantidad de materia orgánica en el agua, muestra con su incremento una disminución en el oxígeno disuelto, por consiguiente, condiciones de anoxia que afectan de manera negativa a los organismos que habitan en los ríos y arroyos, por lo que junto con el oxígeno disuelto son las variables más importantes relacionadas con la vida acuática. Sin embargo, no fue hasta el 2004 que se implementaron muestreos biológicos para evaluar la calidad del agua mediante métodos más económicos utilizando índices de diversidad con organismos bentónicos (EAM, 2005), el número de estos muestreos incrementó un 43% para el 2017, sin embargo, se trata de métodos alternos de menor

impacto dentro de la normativa mexicana. En estudios relacionados con el biomonitoreo aún se toma en cuenta el ICA u otros índices que solo reflejan la contaminación de la columna de agua (Pérez-Munguía et al., 2020) por eso es importante identificar variables que reflejen las alteraciones que sufren las comunidades acuáticas y que a su vez sean económicamente viables.

Por lo que, con los diversos análisis de correlación (CANOCO) y de ordenación (ACP y DECORANA) empleados para encontrar las variables de la calidad del agua que permiten una mayor comprensión de la variación ambiental, se reconoce a la Conductividad Eléctrica y a la Dureza Total como las que pueden proveer de mayor sensibilidad, para reconocer la calidad del agua, siempre y cuando estén medidas de manera simultánea con la variable geomorfológica (Tamaño de sustrato) y las de la Valoración de la Calidad Ambiental Visual (Sustrato Disponible para la Macrofauna y Protección Vegetal de las Riberas). Estos resultados son compatibles con lo presentado por Larrea-Murell et al. (2022), que muestran que de acuerdo con las publicaciones de diferentes estrategias para medir la calidad del agua a bajo costo hechas entre 2012 y 2022, las variables aquí consideradas son recurrentes para monitorear la calidad del agua con fines de conservación de la vida acuática.

Por otro lado, desde mediados del siglo XIX se iniciaron en Europa los estudios que emplearon a los macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad del agua (Kolenati, 1848; Cohn, 1853), a partir de ellos se desarrollaron diferentes metodologías cuyo objetivo fue la Bioindicación (Roldán-Pérez, 2016). A pesar de que existen diversas estrategias para evaluar la condición ambiental de los sistemas acuáticos, desde el primer Índice Saprobico que propusieron Kolkwitz y Marsson (1908) en el que formularon la relación de organismos acuáticos con el grado de contaminación del agua, introduciendo por primera vez el concepto de bioindicador de contaminación (Layana-Bajana, 2013), hasta los más novedosos métodos que emplean el ADN ambiental (e-ADN) con un enfoque para el monitoreo (Cruz-Cano et al., 2022); no existen antecedentes de modelos para estimar la rareza en comunidades de macroinvertebrados acuáticos en México, por lo que en el presente estudio se propone como método alternativo para comprender la distribución de estos organismos en los ríos. La rareza obtenida no se relaciona con la condición de su hábitat, la cual se evaluó mediante la Calidad del Agua, la Valoración de la Calidad Ambiental Visual y el tipo de corriente que permite reconocer impactos físicos sobre la estructura de los cauces, por lo que fue claro que la rareza de los macroinvertebrados acuáticos es más bien un reflejo de la distribución de las familias en el país. Esto es importante al momento de considerar a una familia o comunidad de organismos en la valoración de la condición de un sitio, como es el caso de los que presentan tolerancia baja y que responden con más facilidad a determinados estresores ambientales pero que en ocasiones simplemente no se encuentran porque no se distribuyen en la zona de estudio.

En diversos modelos de biomonitorio no se considera la distribución de las familias, se toma en consideración la presencia y ausencia de taxones específicos de acuerdo con su valor de tolerancia, sin embargo, en este trabajo en muchas ocasiones el que se encuentre o no una determinada familia puede deberse no solo a las condiciones geomorfológicas, ambientales y de la columna de agua, sino también se ve ampliamente afectado por la distribución de la familia, de manera que al no encontrar al taxón, así sea considerado intolerante, no significa que el sitio esté contaminado o poco conservado, lo que coincide con Prat et al. (2009) que sugieren considerar a detalle la distribución de las familias antes de pretender generalizar la aplicación de valores de tolerancia en países tan diversos y distintos ambientalmente como los de este continente.

Por lo tanto, el índice de integridad biótica basado en comunidades de macroinvertebrados acuáticos (IIBAMA) que es un índice de riquezas, permite de mejor manera reflejar la condición de los sitios, en el cual no se emplea el concepto de bioindicador propuesto por Pinilla (2000), en donde la presencia y abundancia señalan algún proceso o estado del sistema en el cual habita, sino que conceptualmente se basa en toda la comunidad indicadora, puesto que al tener en cuenta a toda una comunidad se minimizan los errores y se multiplica la capacidad de detección de las alteraciones (Alba-Tercedor, 1996). El índice toma en cuenta la presencia de organismos a un nivel taxonómico de familia, los cuales son rápidos de identificar, además, este índice no es dependiente de la variable abundancia debido a que no informa acerca de la diversidad del sitio como lo hace la riqueza, aunque no es de suponerse que a mayores riquezas sea mayor la diversidad, puesto que un sitio puede ser muy diverso, pero no necesariamente por la presencia de familias intolerantes lo que puede colocar a sitios muy diversos como no conservados. Por este motivo, con base en los resultados obtenidos, se recomienda enfocar los muestreos biológicos hasta la identificación del taxón y no necesariamente hasta la determinación de la cantidad total de organismos muestreados, con el fin de acelerar el proceso de evaluación del índice.

De acuerdo con el análisis de diversidad alpha los sitios con mayor diversidad no necesariamente son los más conservados a pesar de la baja dominancia que presentan, ni los de menor diversidad están menos conservados, así la dominancia sea alta, puesto que la dominancia puede atribuirse tanto a organismos intolerantes como tolerantes, por lo que los índices de diversidad no reflejan conservación lo que coincide con lo encontrado por Calow (1995). En el análisis de diversidad beta se destaca la similitud en cuanto a las familias de macroinvertebrados, gremios tróficos y hábitos de vida en sitios alejados uno del otro tanto que no pertenecen ni a la misma cuenca, pero que difieren en cuanto a la composición biológica. Lo anterior podría relacionarse al tipo de vegetación, tipo de clima, tipo de suelo y/o condiciones de conservación de los sitios, o bien asociarse a la distribución encontrada con el índice

de rareza generado en este estudio o a la variable pendiente, que de acuerdo con Pérez-Munguia et al. (2019), menciona que existen diferencias en la composición taxonómica, así como en la organización espacial y funcional de sitios ubicados a diferente altitud dentro de una misma cuenca. Por lo tanto, cuando dos sitios comparten los mismos gremios o hábitos lo que sucede es un recambio de familias, es decir, se trata de familias diferentes pero que tienen los mismos gremios tróficos y hábitos de vida que las familias de otros sitios.

Con el análisis estadístico, se encontraron los gradientes de conservación y contaminación con las variables ambientales más explicativas de cada uno de los ejes estudiados, la pendiente (GP) y tamaño de sustrato (TS) en el eje de geomorfología, las variables que involucran la variabilidad de los sustratos disponibles para la macrofauna (SDM) y la protección vegetal de las riberas (PVR) del eje de calidad ambiental visual y la conductividad (CE) y dureza total (DTO) en el eje de calidad del agua, considerando que la dureza total no necesariamente refleja contaminación, pero se relaciona con el pH y este a su vez con la presencia de los organismos por lo que no debe descartarse. La variación de estas variables está asociada a los macroinvertebrados acuáticos en cuanto a su abundancia, en donde a mayores pendientes, sustratos de mayor tamaño y mayor variabilidad en el sustrato disponible para la macrofauna indican mayor conservación en los sitios, mientras que a conductividades más altas incrementa la contaminación del agua; por lo tanto el índice de integridad biótica (IIBAMA), que tiene mejores condiciones en sitios más conservados y de menor contaminación, es considerado en su totalidad en el modelo de evaluación del estado de conservación para ríos vadeables al tiempo que se contemplan las variables ambientales mencionadas.

10. CONCLUSIÓN

El uso individual de los ejes metodológicos de esta investigación es una práctica común en el biomonitoreo de ríos vadeables en México, sin embargo, pueden informar de manera confusa, puesto que a pesar de tener una buena calidad ambiental visual, la calidad del agua y la integridad biótica pueden estar muy afectadas, o tener una integridad biótica excelente y presencia de alteraciones antropogénicas que afectan la calificación de la calidad ambiental visual; al igual que los índices de diversidad que no necesariamente indican menor conservación con diversidades bajas debido que pueden presentarse dominancias por parte de familias muy intolerantes.

Para acercarse a la realidad de las condiciones de estos ecosistemas se propone el modelo de evaluación del estado de conservación, donde el índice de integridad biótica basado en comunidades de macroinvertebrados acuáticos (IIBAMA) se asocia a las variables ambientales más explicativas de cada eje metodológico, las cuales abordan la perspectiva de la columna de agua, la del ambiente que rodea al ecosistema acuático y la estructura geomorfológica del mismo con las variables: conductividad y dureza total, con la evaluación de la protección vegetal de las riberas, que conservan a su vez la disponibilidad y variabilidad de los sustratos y permiten la vida de estos organismos, principalmente los muy intolerantes y de hábitos fijos, lo anterior relacionado a un gradiente altitudinal que determina el tamaño de los sustratos y la energía con la que el poder de la corriente configura la estructura de los cauces.

11. REFERENCIAS

- Alba-Tercedor, J. 1996. Los Macroinvertebrados Acuáticos y la Calidad de las Aguas de los Ríos. *IV Simposio sobre el Agua en Andalucía: Almería*. II: 203-213.
- Alcocer, J. 2007. El agua epicontinental de México. *Ciencia*. UNAM. México. Pp.26-35.
- Amado Álvarez J., E. Rubuños-Panta, F. Gavi-Reyes, J. J. Alarcón-Cabañero, E. Hernández-Acosta, C. Ramírez-Ayala, E. Mejía-Saenz, F. Pedrero-Salcedo, E. Nicolas-Nicolas, E. Salazar-Sosa. 2006. Índice de calidad del agua en la cuenca del Río Amajac, Hidalgo, México: Diagnóstico y predicción. *Revista Internacional de botánica experimental*. 75: 71-83.
- Arango. M. C., L. F. Álvarez, G. A. Arango, O. E. Torres, A. de J. Monsalve. 2008. Escuela de Ingeniería de Antioquía, Medellín. Colombia. *Revista EIA*, ISSN 1794-1237. NO. 9, p. 121-141.
- Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Zinder y J. B. Stribling. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Second Edition. Washington, D.C.
- Bellard C., Bertelsmeier C., Leadley P., Thuiller W. and Courchamp F. 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, 15: 365–377. doi: 10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x.
- Bonada N., Narcís P. Resh V. H., Statzner B. (2006) Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annu. Rev. Entomol.* 51:495-523. doi: 10.1146/annurev.ento.51.110104.151124.
- Bunte, K., Abt, S. R. (2001). *Sampling Surface and Subsurface Particle-Size Distributions in Wadable Gravel- and Cobble-Bed Streams for Analyses in Sediment Transport, Hydraulics, and Streambed Monitoring*. Fort Collins, CO. Department of Agriculture. Forest Service. Rocky Mountain Research Station.
- Burgos A. L., G. Bocco y J. Sosa-Ramírez. 2015. *Dimensiones sociales en el manejo de cuencas*. Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA- UNAM).
- Calow, P. 1995. Ecosystem Health — A Critical Analysis of Concepts. Evaluating and monitoring health of large-scale. Rapport, D., C. L. Gaudet and P. Calow (eds). Series I. *Global Environmental Changes*. Vol. 28. DOI: 10.1007/978-3-642-79464-3_2.
- Correa-González, J. C., M. C. Chávez-Parga, J. A. Cortés, y R. M. Pérez-Munguía. 2014. Photosynthesis, respiration and reaeration in a stream with complex dissolved oxygen pattern and temperature dependence. *Ecological Modelling*. Elsevier. 273(C): 220-227.

- Costanza, R. 2012. Ecosystem health and ecological engineering. *Ecological Engineering* 45: 24–29.
- Costanza, R., y M. Mageau. 1999. What is a healthy ecosystem? *Aquatic Ecology* 33: 105–115.
- Cruz-Cano, R. I., A. Aldama-Cervantes, L. Bretón-Deval y N. B. Cruz-Cano. 2022. El uso del ADN ambiental en el estudio de cuerpos de agua: Una propuesta para su implementación en México. *IMPLUVIUM, Publicación Digital de la Red del Agua UNAM Edición Especial: Tercera Diáspora Hídrica*: 19-26.
- Dall, P. C. 1995. Commonly used methods for assessment of water quality. Pp. 49–70. In: M. J. Toman and F. Steinman (Eds.). *Biological Assessment of stream water quality. Special Issue*, TEMPUS S_JEP 4724, University of Ljubljana.
- Baptista D. F., D. F. Buss, M. Egler, A. Giovanelli, M. P. Silveria, J. L. Nessimian. 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest stream at Río de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia* 547: 83-97. DOI 10.1007/s10750-006-0286-x.
- DOF. 2019. Proyecto de Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-127-SSA1-2017. 06 de diciembre de 2019.
- DOF. 2000. Norma Mexicana NMX-AA-004-SCFI-2000. 23 de noviembre de 2000.
- DOF. 2000. Norma Mexicana NMX-AA-007-SCFI-2000. 23 de noviembre de 2000.
- DOF. 2000. Norma Mexicana NMX-AA-008-SCFI-2000. 23 de noviembre de 2000.
- DOF. 2000. Norma Mexicana NMX-AA-093-SCFI-2000. 23 de noviembre de 2000.
- DOF. 2001. Norma Mexicana NMX-AA-012-SCFI-2001. 06 de abril de 2001.
- DOF. 2001. Norma Mexicana NMX-AA-028-SCFI-2001. 06 de abril de 2001.
- DOF. 2001. Norma Mexicana NMX-AA-029-SCFI-2001. 06 de abril de 2001.
- DOF. 2001. Norma Mexicana NMX-AA-038-SCFI-2001. 19 de julio de 2001.
- DOF. 2001. Norma Mexicana NMX-AA-036-SCFI-2001. 19 de julio de 2001.
- DOF. 2001. Norma Mexicana NMX-AA-072-SCFI-2001. 02 de agosto de 2001.
- DOF. 2001. Norma Mexicana NMX-AA-073-SCFI-2001. 02 de agosto de 2001.
- DOF. 2011. Norma Mexicana NMX-AA-026-SCFI-2012. 16 de febrero de 2011.
- DOF. 2014. Norma Mexicana NMX-AA-074-SCFI-2014. 13 de enero de 2014.
- DOF. 2016. Norma Mexicana NMX-AA-042-SCFI-2012. 11 de febrero de 2016.

- Espinoza-Pérez H. S., 2014. Biodiversidad de peces en México. *Revista mexicana de biodiversidad*. Pp. 452-459.
- Equihua-Zamora Miguel, N. García-Alaniz, O. Pérez-Maqueo, G. Benítez-Badillo, M. Kolb, M. Schmidt, J. Equihua-Benítez, P. Maeda, J.L. Álvarez-Palacios. Integridad ecológica como indicador de la calidad ambiental. In: González-Zuarth, C.A., A. Vallarino, J.C. Pérez-Jiménez, A.M. Low-Pfeng. (eds.). 2014. *Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro Ambiental*. El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur). Instituto Nacional de Ecología Climático (INECC).
- FISRWG. 2001. *Stream corridor restoration: principles, processes and practices*. The Federal Interagency Stream Restoration Working Group. USDA- Natural Resources Conservation Service.
- Flores-Díaz Adriana C., M. G. Ramos-Escobedo, S. Ruiz-Córdova, R. Manson, E. Aranda y W. G. Deutsch. 2013. Monitoreo comunitario del agua: retos y aprendizaje desde la perspectiva de Global Water Watch. México. *Conferencia nacional de cuencas hidrológicas*. Morelia, Michoacán, México.
- González-Zuarth, C.A. y A. Vallarino. Los bioindicadores ¿una alternativa real para la protección 21 del medio ambiente? In: González-Zuarth, C.A., A. Vallarino, J.C. Pérez-Jiménez, A.M. Low-Pfeng. (eds.). 2014. *Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro Ambiental*. El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur). Instituto Nacional de Ecología Climático (INECC).
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Paleontología Electrónica*, 4, 9 p. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Hellawell, J. 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Applied Science Publishers LTD. London & New York. 546 p.
- INEGI. *Simulador de Flujos de Aguas en la Cuencas Hidrográficas* (SIATL v. 3.2). http://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/siatl/#. Accesada en noviembre de 2020.
- Jiménez J. M.A., M. V. Vélez O. 2006. Análisis comparativo de indicadores de calidad de agua superficial. *Avances en recursos hidráulicos*. Medellín. ISSN 0121-5701.
- Karr, J. 1996. Ecological integrity and ecological health are not the same. Páginas 97-109 en P. Schulze, editor. *Engineering within ecological constraints*. National Academy Press, Washington, D. C.
- Kovach Computing Services. (2013). *Multivariate Statistical Package (MVSP)* v. 3.22

- Larrea Murrell, J. A., B. Romeu Alvarez, D. Lugo Moya y M. M. Rojas Badía. 2022. Aspectos fundamentales del monitoreo de calidad de las aguas: el Río Almendares como caso de estudio. *Revista CENIC Ciencias Biológicas*. 53 (2): 148-159.
- Layana Bajaña, E. 2013. *Estudio de la calidad del agua del Río Babahoyo y sus afluentes: índice saprobio*. Tesis de Grado Magíster en Ciencias. Maestría en Ciencias: Manejo Sustentable de Recursos Bioacuáticos y el Medio Ambiente. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad de Guayaquil. Guayaquil, Ecuador. 91 pp.
- Ludwig, D., B. Walker y C. S. Holling. 1997. Sustainability, stability, and resilience. *Conservation Ecology* 1.
- Manuel-Navarrete, D., D. Dolderman, y J. Kay. 2001. A historical overview of the ecological integrity concept. Páginas 113-123 en J. Porter y G. Nelson, editores. *Ecological Integrity and Protected Areas*. North York, ON: Parks Research Forum of Ontario.
- Metcalf, J. L. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*. 60 (1-2):101–139. doi.10.1016/0269-7491(89)90223-6.
- Mittermeier, R.A., P. Robles-Gil y C. Goettsch-Mittermeier. 1997. *Megadiversidad. Los países biológicamente más ricos del mundo*. CEMEX. México.
- Molina-León I. 2011. Evaluación de la calidad del agua de la red hidráulica superficial de la parte sur-sureste del municipio de Morelia, Michoacán: hacia un modelo de gestión. Tesis de maestría. Programa de Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol.1. Zaragoza, 84 pp.
- Muñoz-Riveaux, S., C. Naranjo-López; G. Garcés-González, D. D. González Lazo, Y. Musle-Cordero, L. Rodríguez-Montoya. 2003. Evaluación de la calidad del agua utilizando los macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, vol. 9, núm. 2, julio-diciembre, 2003, pp.147-153. Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México.
- Pérez-Munguía R. y R. Pineda-López. 2005. Diseño de un Índice de Integridad Biótica, para ríos y arroyos del Centro de México usando las

asociaciones de macroinvertebrados, *Entomología Mexicana*, núm. 4, pp. 241-245.

- Pérez-Munguía R., R. Pineda-López y M. Medina-Nava. Integridad biótica de ambientes acuáticos. In: Sánchez O., Herzig M., Peters E., Márquez-Huitzil R. y Zambrano L.(eds). 2007. *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Instituto Nacional de Ecología (INE-Semarnat). México.
- Pérez-Munguía R., I. Molina-León, S. Zarate-Miguel, A. I. Ramírez-Hernández, G. Gutiérrez-Gutiérrez, G. Valian- Abad, S. Lozano-Trejo, R. Pineda-López e I. D. González-Mora. 2020. Macroinvertebrados acuáticos en la valoración de la calidad del ambiente acuático en cauces vadeables en la cuenca del Río Copalita, Oaxaca. *Revista Entomología mexicana*. 7:334-341.
- Pérez-Munguía R. y Ponce-Saavedra J. 2020. Géneros de insectos acuáticos y su respuesta a la calidad del agua y la calidad ambiental en la cuenca del Río Purungueo, en el centro de México. *Folia Entomológica Mexicana*, 6(3):77-90.
- Pérez-Munguía R., G. Urbán-Lamadrid, I. Neri-Flores, R. F. Pineda-López, M.A. Domínguez-Cortazar, R. Hernández-Guzmán, U. Torres-García, G. Cordero-Herrera, S. A. Salinas-Rodriguez, A. Guerra-Gilbert, J.A. Rodriguez Pineda. 2014. *Protocolo de geomorfología para la aplicación de la Norma de Caudal Ecológico (NMX-AA-159-SCFI-2012)*. Programa Nacional de reservas de agua.
- Pérez-Munguía R., M. A. Piñón-Flores, U. Torres-García e I. Molina-León. La resiliencia del Río Chiquito, un cuerpo de agua al borde de su resistencia. In: Güiza F., M. E. Mendoza y P. S. Urquijo. 2020. *Los ríos de Morelia, ejes articuladores de la ciudad. Procesos históricos y relaciones socioambientales*. UNAM, CIGA-CONACYT.
- Pérez- Munguía R. M., S. Durán-Suárez, I. Molina-León, R. Ojeda-Castillo, S. Sánchez-Ríos. 2019. Composición y estructura de las comunidades de insectos acuáticos en la cuenca del Río Purungueo. *Entomología mexicana*. 6: 421-427.
- Pineda-López R., R.M. Pérez-Munguía, C. Mathuriau, J. L. Villalobos-Hiriart, R. Barba-Álvarez, T. Bernal, E. Barba-Macías. 2014. *Protocolo de muestreo de macroinvertebrados en aguas continentales para la aplicación de la Norma de Caudal Ecológico (NMX-AA-159-SCFI-2012)*. Programa Nacional de reservas de agua.
- Pinnilla, G. 2000. Indicadores Biológicos en Ecosistemas Acuáticos Continentales de Colombia. Compilación Bibliográfica. Fundación Universidad de Bogotá JORGE TADEO LOZANO. Bogotá, Colombia. 67 pp.

- Piñón-Flores, M. A., R. Pérez-Munguía, G. U. Torres, y R. Pineda-López. 2014. Integridad biótica de la microcuenca del Río Chiquito, Morelia Michoacán, México, basada en el ensamblaje de macroinvertebrados acuáticos. *Revista Biología Tropical*. Vol. 62: 221-231.
- Plafkin J. L., Barbour M. T., Porter K. D., Gross S. K., and Hughes, R. M. 1989. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: Benthic macroinvertebrates and fish*. U.S.A. Environmental Protection Agency (EPA/444/4-89-001), Washington.
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R. Y Rieradevall, M. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. Pp. 631–654. In: E. Domínguez y H. Fernández (Eds). *Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos -Sistemática y Biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. 654 p.
- Roldán, G. 2003. Bioindicación de la calidad del Agua en Colombia. Universidad de Antioquia, Colombia, 170 p.
- Roldán-Pérez, G. 2016. Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat.* 40 (155): 254-274. doi: <http://dx.doi.org/10.18257/raccefyn.335>
- Rosemberg, D. M. and Resh, V. H. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, New York, USA, 488 p.
- Rosgen, D.L..1994. A classification of natural rivers. *Catena*, 22 (3), pp.169-199.
- Rosgen, D. 1996. *Applied River Morphology*. Wildland Hydrology. USA 199pp.
- Samboni-Ruiz, N. E., Y. Carvajal-Escobar y J.C Escobar. 2007. Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Revista ingeniería e investigación*. 27 (3): 172-181.
- Sánchez O. Ecosistemas acuáticos: diversidad, procesos, problemática y conservación. In: Sánchez O., M. Herzig, E. Peters, R. Márquez-Huitzil y L. Zambrano (eds). 2007. *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Instituto Nacional de Ecología (INE-Semarnat). México.
- SAS Institute. 2008. *JMP v.8*. Statistical, Discovery from SAS.
- SEMARNAT. 2019. Informe de la situación del medio ambiente en México edición 2018. México.
- Valdes-Basto J., N. E. Samboni-Ruiz y Y. Carvajal-Escobar, 2011. Desarrollo de un Indicador de la Calidad del Agua usando Estadística Aplicada, Caso de Estudio: Subcuenca Zanjón Oscuro. *Rev. Tecno Lógicas*. 26: 165-180.